Aus dem Hygiene-Institut der Universität Tübingen
Geschäftsführender Direktor: Professor Dr. med. K. Botzenhart
Abteilung Allgemeine Hygiene und Umwelthygiene
Abteilungsleiter: Professor Dr. med. K. Botzenhart

Hygienisch-chemische und mikrobiologische Untersuchungen im Trinkwassergebiet Gernfeld

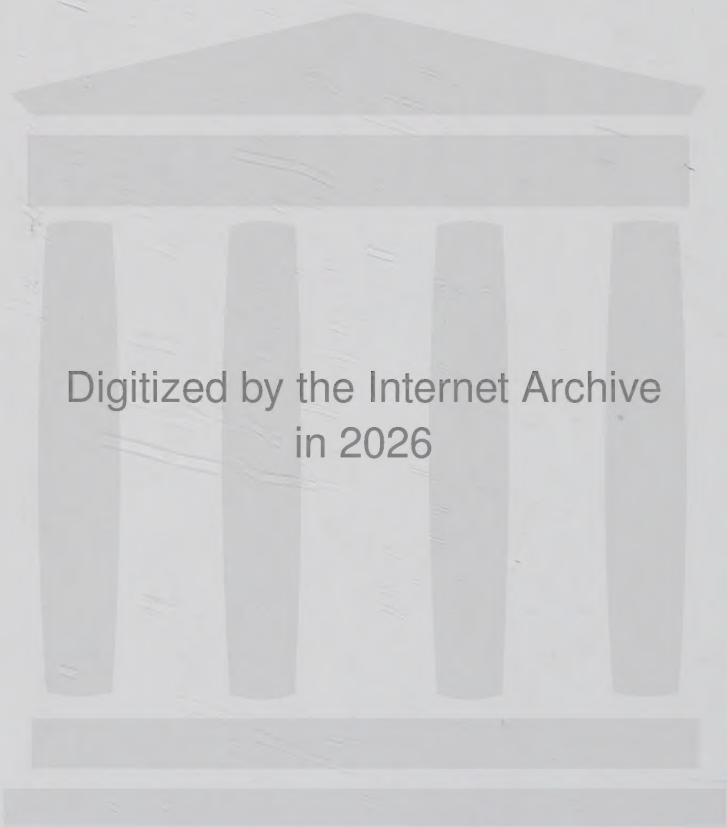
Inaugural-Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades
der Medizin

der Medizinischen Fakultät
(Theoretische Medizin)
der Eberhard-Karls-Universität
Tübingen

vorgelegt von
RAIMUND ESS
aus Lindenberg/Allgäu

1984


Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41536512_0015

Aus dem Hygiene-Institut der Universität Tübingen
Geschäftsführender Direktor: Professor Dr. med. K. Botzenhart
Abteilung Allgemeine Hygiene und Umwelthygiene
Abteilungsleiter: Professor Dr. med. K. Botzenhart

Hygienisch-chemische und mikrobiologische Untersuchungen im Trinkwassergebiet Gernfeld

Inaugural-Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades
der Medizin

der Medizinischen Fakultät
(Theoretische Medizin)
der Eberhard-Karls-Universität
Tübingen

vorgelegt von
RAIMUND ESS
aus Lindenberg/Allgäu

1984

Dekan:	Professor Dr. med. G. Fichtner
1. Berichterstatter:	Priv.-Doz. Dr. rer. nat. F. Schweinsberg
2. Berichterstatter:	Professor Dr. rer. nat. O. Klee

Druck: Zeeb-Druck, Tübingen 7 (Hagelloch)

Meinen Eltern und Ch.

in Dankbarkeit

gewidmet

Danksagungen

- Herrn Privatdozenten Dr. F. Schweinsberg danke ich für die Überlassung dieses Themas, sein stets vorhandenes Interesse am Fortgang der Arbeit und für die vielfältige Unterstützung.

Mein Dank gilt auch:

- Herrn Prof. Dr. K. Botzenhart für die Bereitstellung der Gerätschaften und Laboreinrichtung und seine fruchtbaren Diskussionen.
- Den Stadtwerken Tübingen, insbesondere den Herren Rilling und Weitzenberg und ihren Mitarbeitern, für die Überlassung des Versuchsgeländes, die Mithilfe und das Entgegenkommen bei der Probenentnahme.
- Dem Geologischen Landesamt Baden-Württemberg, besonders Herrn Dr. G. Villinger für die Durchführung und Auswertung des Uranin-Versuchs.
- Dem Deutschen Wetterdienst, Medizinmetereologische Forschungsstelle Tübingen, für die Überlassung von Wetterdaten.
- Allen Mitarbeitern des Hygiene-Instituts für die Mithilfe bei der Durchführung der Analysen.
- Frau Kuhn für die Anfertigung des Manuskriptes.
- Allen Helfern, die mich im Gelände unterstützt haben.

Inhaltsverzeichnis

Seite

1. Einleitung..... 2

2. Beschreibung des Untersuchungsgebiets..... 7

2.1. Topographie und Geologie..... 7
2.2. Technische Daten des Horizontalfilterbrunnens und der Grundwasserpegelrohre..... 15

3. Methode..... 18

3.1. Zeitraum der Untersuchungen..... 18
3.2. Probennahme..... 19
3.3. Untersuchungen an Ort und Stelle..... 23
3.3.1. Temperaturmessung..... 23
3.3.2. Organoleptische Prüfung..... 23
3.3.3. Durchsichtigkeit..... 23
3.3.4. Absetzbarkeit..... 23
3.3.5. Färbung..... 24
3.4. Hygienisch-chemische Wasseruntersuchung..... 25
3.5. Untersuchung auf Schwermetalle..... 27
3.6. Mikrobiologische Wasseruntersuchung..... 28
3.6.1. Bestimmung der Koloniezahl..... 28
3.6.2. Untersuchung auf E.coli und Coliforme..... 29
3.6.3. Untersuchung auf Fäkalstreptokokken..... 33
3.6.4. Untersuchung auf Pseudomonaden und Aeromonaden..... 34
3.7. Färbeversuch zur Bestimmung der Fließrichtung und der Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers im Bereich des Neckars..... 37
3.8. Durchflußmessung des Arbachs im Bereich des Gernfelds..... 38

Seite

4. Ergebnisse 39

4.1. Ergebnisse der Untersuchungen an Ort und Stelle 39

4.1.1. Temperatur 39

4.1.2. Organoleptische Prüfung 39

4.1.3. Durchsichtigkeit 39

4.1.4. Absetzbarkeit 41

4.1.5. Färbung 41

4.2. Ergebnisse der hygienisch-chemischen Untersuchungen 42

4.2.1. pH-Wert 44

4.2.2. Abdampfrückstand 44

4.2.3. Ammonium 44

4.2.4. Nitrat 47

4.2.5. $KMnO_4$-Verbrauch 47

4.2.6. Chlorid 50

4.2.7. Phosphat 50

4.2.8. Sulfat 50

4.2.9. Sulfid, Eisen, Mangan 53

4.2.10. Gesamthärte 53

4.2.11. Carbonathärte 54

4.2.12. Nichtcarbonathärte 54

4.3. Ergebnisse der Untersuchungen auf Schwermetalle 56

4.4. Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen 57

4.4.1. Auswertung der Koloniezahlbestimmung 57

4.4.2. Ergebnisse der Untersuchung auf E.coli und Coliforme 66

4.4.3. Ergebnisse der Untersuchung auf Fäkalstreptokokken 71

4.4.4. Ergebnisse der Untersuchung auf Pseudomonaden und Aeromonaden 75

Seite

4.5. Fließrichtung und Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers im Bereich des Neckars..... 84

4.6. Durchflußmenge des Arbachs im Bereich des Gernfelds..... 88

5. Diskussion..... 90

6. Zusammenfassung..... 104

7. Literatur..... 106

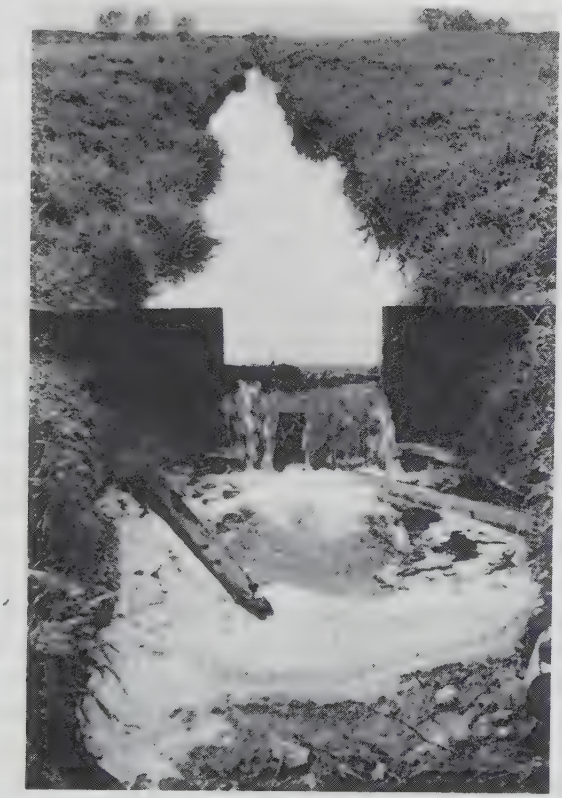


Abb. 1

Arbach mit Stauwehr

Alles ist aus dem Wasser entsprungen,
Alles wird durch das Wasser erhalten.

(Goethe)

1. Einleitung

Wasser und Luft sind unabdingbare Voraussetzungen für alles Leben. Es ist eine der wesentlichen Aufgaben unserer Zeit, die natürliche Umwelt zu bewahren und so zu erhalten, daß Gesundheit und Leben nicht gefährdet werden.
Bereits Hippokrates (460 - 375 v.Chr.) stellte in seiner Schrift über "Wasser, Luft und Örtlichkeiten" die Forderung nach einwandfreiem Wasser auf und wies auf die gesundheitlichen Gefahren von verunreinigtem Wasser hin (SCHADEWALDT 1980).
Schon seit langem wird in den zivilisierten Ländern das Trinkwasser zentral gewonnen und verteilt. Rund 95% der Einwohner in der BRD wurden 1975 von öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen mit Trinkwasser beliefert. Die Versorgung mit Wasser stellt heute eine wichtige Dienstleistung für den Menschen dar. SCHADEWALDT (1980) schreibt: "Wenn der Durchschnittsbürger heute seinen Wasserhahn aufdreht, wird ihm in der Regel nicht bewußt, daß die öffentlichen Institutionen, die für eine geregelte Wasserversorgung verantwortlich sind, ihm eine Garantie für seine Gesundheit mit der Lieferung der notwendigen einwandfreien Wassermengen übermitteln." Nach Schätzungen der Weltgesundheitsorganisation (WHO) sterben trotzdem noch jährlich 20 - 40 Millionen Menschen in den Entwicklungsländern durch verseuchtes Trinkwasser.

Bis zum Beginn der Industrialisierung und den dadurch gegebenen technischen Möglichkeiten deckten die meisten Menschen ihren Bedarf an Trinkwasser aus Flüssen, Seen und wenigen ausgebauten Quellen. Die enge Nachbarschaft von Trinkwasserentnahme und Abwassereinleitungen führte immer wieder zu Erkrankungen und Epidemien.
In der BRD wird heute, wenn möglich, Grundwasser zur Trinkwassergewinnung herangezogen, weil dieses Wasser bei ausreichender Filterwirkung des durchsickerten Untergrundes und genügender

Verweildauer im Boden im Vergleich zu anderen Wasservorkommen qualitätsmäßig zu bevorzugen ist. Der Anteil des Grundwassers an der gesamten Wasserförderung betrug in Deutschland im Jahre 1900 85%, im Jahre 1980 noch 62,3% (Quellwasser 9,6%, Oberflächenwasser 28,1%).

In hydrologischer Definition versteht man unter "Grundwasser" das unter der Erdoberfläche bis in größere Tiefe die Porenräume zusammenhängend ausfüllende Wasser (QUENTIN 1980).
Das Grundwasser stammt vorwiegend von Niederschlägen, die vertikal durch Versickerung von der Erdoberfläche zum Grundwasserspiegel gelangen oder auch auf horizontalen Fließwegen im Untergrund einem Potentialgefälle von einem Fluß zum Absenkungstrichter eines Brunnens (=Uferfiltration) folgen. Brunnen in Flußnähe fördern zumeist ein Gemisch von natürlichem Grundwasser und Uferfiltrat, wobei die Anteile der beiden Wasserarten sehr stark in Abhängigkeit von der Fördermenge, aber auch von Niederschlag und Flußwasserführung schwanken können (SCHMIDT 1980). Die erreichte Grundwasserqualität beruht auf dem Zusammenwirken verschiedener physikalischer, chemischer und biologischer Vorgänge: Ausfilterung ungelöster Stoffe, Verdünnung, Ausfällung und Ionenaustausch, Absorption an Boden- und Gesteinspartikel oder der oxidative Abbau von gelösten organischen Stoffen bis zur Mineralisierung (QUENTIN 1980).

Die Grundwassererschließung findet heute durch Bohrung und Brunnenfassung statt. Ergiebige Grundwasservorkommen sind seit Beginn der modernen urbanen Wasserversorgung in Deutschland oftmals in den quartären Kiesablagerungen der Flußtäler erschlossen worden, wobei ungewollt auch uferfiltriertes Oberflächengewässer gefördert wurde.
Früher führte die mangelnde Kenntnis der Hygiene und der Auswirkung mancher natürlicher Wasserinhaltsstoffe zu Schwierigkeiten bei der Trinkwasserversorgung, heute überwiegen die anthropogenen Einflüsse, die zunächst das Oberflächenwasser, in letzter Zeit in zunehmendem Maß aber auch das Grundwasser

bedrohen (HABERER 1972, SONTHEIMER u.a. 1982). Aus diesem Grund werden für Gebiete um die Brunnen, aus denen Trinkwasser gefördert wird, Schutzzonen festgelegt (DVGW, Arbeitsblatt W101, 1975). Die Zone I umschließt den Fassungsbereich in unmittelbarer Umgebung des Brunnens und schützt die Fassung gegen direktes Eindringen von Schadstoffen. Nach den Erfahrungen der Hygiene kann Grundwasser nach 50 Tagen Aufenthaltszeit im Untergrund keimfrei gefördert werden. Diese Mindestfließzeit bestimmt die Zone II (=engere Schutzzone) und gilt dem Schutz vor mikrobiologischen Verunreinigungen. Die weitere Schutzzone III soll das Einzugsgebiet umfassen und vor sehr schädigenden Einwirkungen (z.B. Versickerung von gesundheitsgefährdenden, schwer abbaubaren Stoffen ins Grundwasser) schützen.

Chemische und mikrobiologische Routineuntersuchungen bestimmen laufend die Wassergüte bei der Wasserförderung. Das Hygiene-Institut der Universität Tübingen führt solche Untersuchungen der Wasserversorgung Tübingens im Auftrag der Stadtwerke Tübingen durch. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden in Proben des Wasserwerks Gernfeld zeitweilig bakteriologische Verunreinigungen festgestellt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 zusammengefaßt.

KZ/ml	Zahl der Proben			
	Gesamt	frei von Bakterien	E. coli in 100 ml	Coliforme in 100 ml
1-50	252	203	31	18
50-100	21	14	6	1
100	16	8	7	1
Gesamtzahl	289 (100%)	225 (77,9%)	44 (15,2%)	20 (6,9%)

Tabelle 1: Bakteriologische Ergebnisse von Gernfeld-Wasserproben, geordnet nach Koloniezahlen (entnommen im Zeitraum: Nov. 1974 - Juni 1981; KZ=Koloniezahl)

Bei den 289 untersuchten Proben konnten in 44 Fällen (=15,2%) E.coli in 100ml Wasser und zusätzlcih in 20 Proben (=6,9%) coliforme Keine nachgewiesen werden. Diese Keime traten meistens in den im Winter und im Frühjahr entnommenen Wasserproben auf. Bereits 1976 weist KLEINERT auf die Verschmutzungsherde im Gernfeld-Gebiet und die damit verbundene Gefahr für die Wasserqualität des Brunnens hin.
HENNINGHAUSEN (1982) wertete 4832 Wasseruntersuchungen von zentralen Versorgungsanlagen im hessischen Schwalm-Eder-Kreis von 1970 - 1979 aus und fand in 5,4% der Proben E.coli und in 1,5% coliforme Keime. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen für das Jahr 1979 HUSMANN (1980) für den Regierungsbezirk Koblenz (von 5357 Wasserproben enthielten 6,1% E.coli und 18% Coliforme) und SACRÉ (1980) für den württembergischen Raum (von 9892 Proben enthielten 5,1% E.coli und 1,3% Coliforme).
Vergleicht man diese Zahlen mit den Ergebnissen der Gernfeld-Wasserproben, so erkennt man, daß in diesem Gebiet öfters eine Verkeimung auftritt als in den übrigen untersuchten.
Treten solche Wasserverunreinigungen auf, so erhebt sich sofort die Frage nach der Ursache und dem Entstehungsort, ferner nach der möglichen gesundheitlichen Gefährdung der dieses Wasser verbrauchenden Personen.
Bei der Verunreinigung des Horizontalfilterbrunnens Gernfeld wurde eine Infiltration bzw. Versickerung von stark verschmutztem Oberflächenwasser in das Grundwasser vermutet. Bei dem Oberflächenwasser handelt es sich um den Neckar und den Arbach, die beide mit einer hohen Verschmutzungsrate mehr oder weniger nah am Gernfeldgebiet vorbeifließen.

Ziel der vorliegenden Arbeit war durch Untersuchung von Wasserproben aus verschiedenen Bereichen (Grundwasser, Oberflächenwasser, Brunnenwasser) einen eventuellen Einfluß der Oberflächengewässer auf das Grundwasser und somit auch auf das Trinkwasser aus dem Brunnen zu ermitteln. Aus diesem Grund wurden in bestimmten zeitlichen Abständen Grundwasserproben aus Pegelrohren, die über das ganze Schutzzonengebiet des

Brunnens verteilt sind, und gleichzeitig zur Kontrolle Neckar-, Arbach - und Brunnenwasserproben entnommen und hygienisch-chemisch und mikrobiologisch (Koloniezahlbestimmung; Nachweis von bakteriellen Abwasserindikatoren: E.coli, coliforme Keime, Fäkalstreptokokken, Pseudomonaden und Aeromonaden) untersucht. Zusätzlich wurde in einem Markierungsversuch die Fließrichtung und die Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers im vermuteten Neckareinflußbereich bestimmt. Um eine eventuelle Arbachversickerung zu erkennen, wurde die Durchflußmenge des Arbachs am Ein- und Austritt im Gernfeldbereich gemessen.

2. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

2.1. Topographie und Geologie

Für die Trinkwassernutzung hat das Neckartal zwischen Rottenburg und Tübingen eine große Bedeutung (Abb.2).

Abb.2: Lage des Arbeitsgebietes in Baden-Württemberg (F =Frankfurt, S = Stuttgart)

Der Neckar fließt bei Rottenburg - von Westen aus einem tief in den Muschelkalk eingeschnittenen, engen Tal kommend - in eine breite, ebene Talweitung. Zehn Kilometer flußabwärts, bei Tübingen, verengt sich das Tal durch den Einschnitt in die Lias - Hochfläche des Albvorlandes wieder. Das Tal zwischen Rottenburg und Tübingen wird von den

Höhenzügen des Spitzberges im Norden und des Rammert im Süden begrenzt. Der Anstieg zur Muschelkalk - Gäuhochfläche bildet die Grenze nach Nordwesten. Diese 10 km lange und bis zu 3 km breite Talschüssel ist mit pleistozänen Kiesen gefüllt. Diese würmeiszeitlichen Kiese wurden zum Teil holozän vom Neckar umgelagert.
Auf der würmeiszeitlichen Niederterrasse, die sich mit deutlicher Stufe am Südrand des Neckartales von der holozänen Aue abhebt, liegen junge Schwemmlehme und Hangschutt über den Kiesen. In der Aue, in der das Schutzgebiet des Wasserwerks Gernfeld[1)] liegt, sind die Kiese von Hochflutlehmen des Neckars überdeckt.
Tone und Mergel des Gipskeupers bilden die Sohlenschicht der Neckartalfüllung, die durch schmale Rinnen und Rücken ein starkes Relief darstellt. Diese Kiesfüllung bildet den Porenwasserleiter für das Grundwasser im Neckartal (Abb.3).

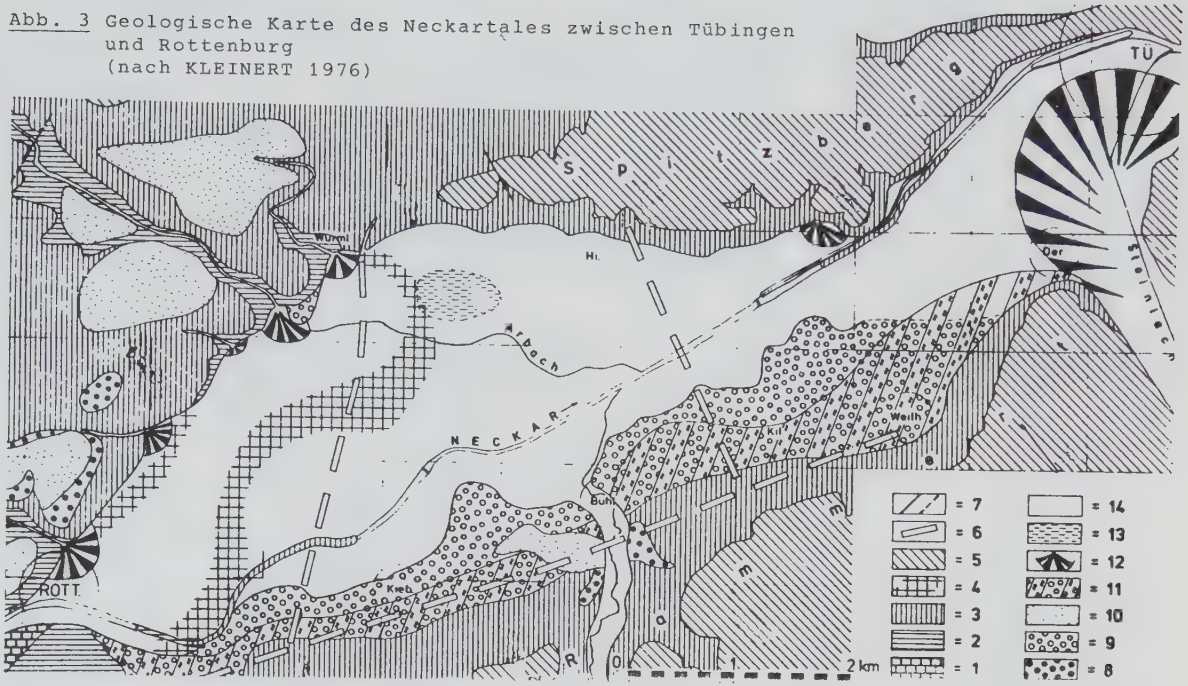
Erläuterungen zur Legende Abb.3:

1 - 7 = vorquartärer Untergrund (Festgesteinsrahmen):
1 = Oberer Muschelkalk (mo); 2 = Lettenkeuper (ku)
3 = Gipskeuper (km1); 4 = Grenzbereich ku/km1 unterhalb der Kiesfüllung des Neckartales; 5 = höherer Mittelkeuper (km2 - km5) und Lias (1); 6 = Zonen starker Zerrüttung des Untergrundes (nach LUDWIG 1974);
7 = Störungen (gesichert/vermutet)

8 - 14 = Quartär: 8 = hochgelegene alte Terrassenschotter des Neckars; 9 = Niederterrasse; 10 = Löß; 11 = Hangschutt, verschwemmter Verwitterungslehm und Fließerden des Keupers über Schottern; 12 = Schwemmfächer der Nebenbäche; 13 = Kalksinter; 14 = junge Talauen (meist mit Auelehmbedeckung)

1) Das Wort "Gernfeld" wird in verschiedenen Schriften und Plänen unterschiedlich geschrieben (Gernfeld oder Gehrnfeld). In der vorliegenden Arbeit wird Gernfeld durchweg ohne "h" geschrieben.

Abb. 3 Geologische Karte des Neckartales zwischen Tübingen und Rottenburg
(nach KLEINERT 1976)



Das Flußwasser des Neckars steht hydraulisch in enger Wechselwirkung zum Grundwasser. Liegt der Flußwasserspiegel höher als der Grundwasserspiegel, tritt uferfiltriertes Neckarwasser ins Grundwasser über, im umgekehrten Fall fließt Grundwasser in den Neckar ab. Seit 5 Jahrzehnten wird der Neckar zwischen Rottenburg und Tübingen durch Wehre treppenförmig gestaut, wobei in den Staubereichen der Neckar stark ins Grundwasser infiltriert, während er unterhalb der Wehre bis zur Stauwurzel des folgenden Wehres Vorfluter für das Talgrundwasser ist. Neben den Wassermengen, die auf der Talfläche neugebildet werden, gelangen noch weitere Zuflüsse von Grund- und Oberflächenwasser aus Einzugsgebieten außerhalb der Talfläche in die Grundwasserleiter der Neckarkiese. Aus den Einzugsgebieten der Bäche gelangt Wasser, das zum Neckar abfließt, durch Versickerung ins Talgrundwasser. Einen dieser Bäche stellt der Arbach dar, der - größtenteils im Gipskeuper verlaufend - im Nordwesten zwischen Wurmlingen und Tübingen entspringt und im Südosten 520 m unterhalb des Wasserwerks Gernfeld in den Neckar mündet. Während seines Verlaufes tritt er im Nordwesten der Schutzzone III in das Untersuchungsgebiet ein, durchquert diese auf einer 160 m langen Strecke und fließt dann ca. 500 m (genauer Wert: 512,5 m) parallel zur nördlichen Grenze der Schutzzone II, verläßt nach weiteren 140 m im Osten wieder die Schutzzone III und mündet nach 160 m in den Neckar.
Die Gesamtstrecke des Arbachs, die im Schutzzonengebiet des Wasserwerkes Gernfeld liegt, beträgt also ca. 0.8 km.

Das Untersuchungsgebiet Gernfeld liegt am südwestlichen Rand von Hirschau in der Nähe vom Industriegebiet (s. Abb.4). Der Neckar stellt mit seiner linken Uferseite die südliche Grenze auf einer Länge von 750 m dar. Als Trinkwasserversorgungsgebiet der Stadt Tübingen ist es nach den Richtlinien des DVGW für Trinkwasserschutzgebiete in 3 Schutzzonen (I. - III.Ordnung) eingeteilt.

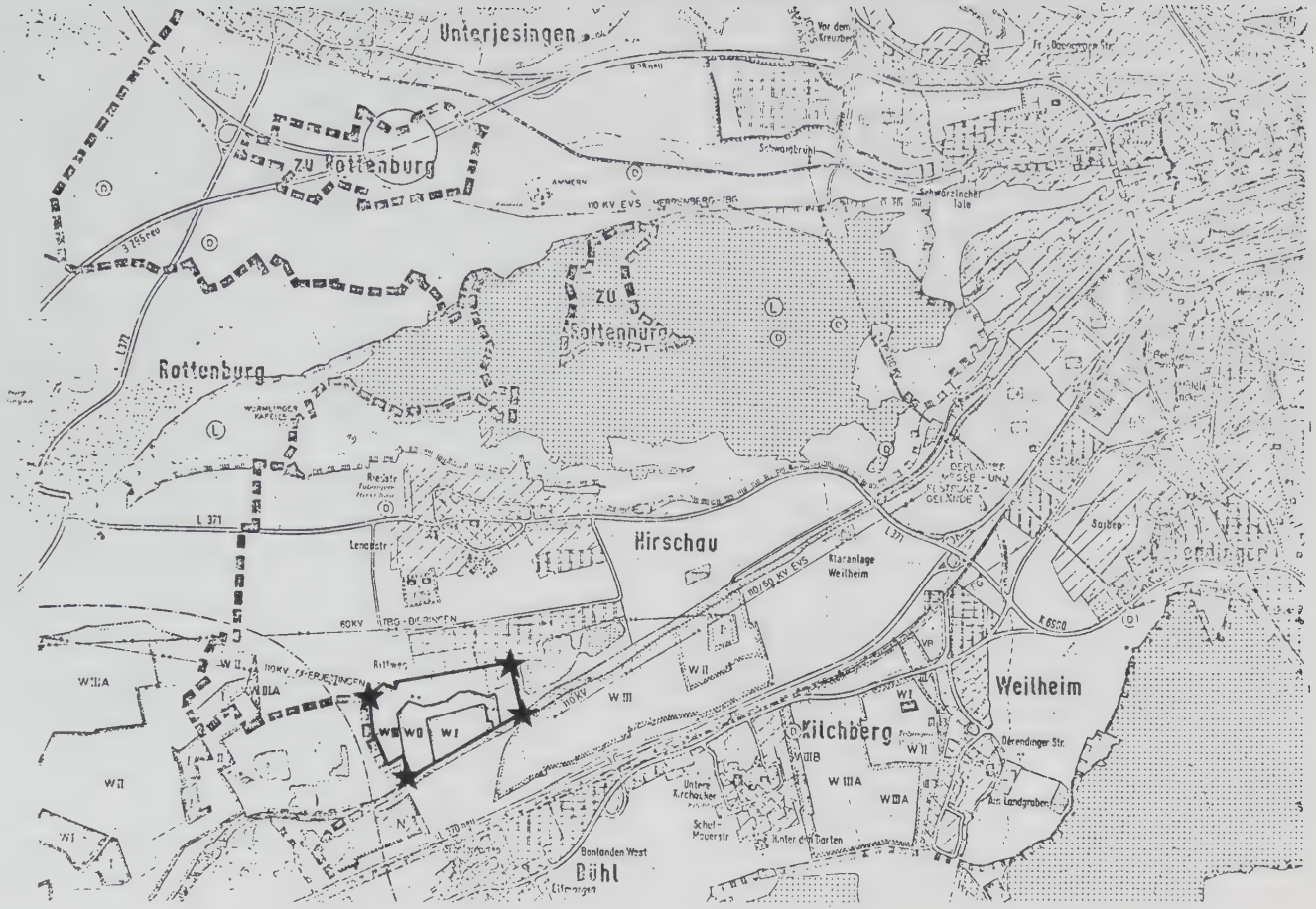


Abb. 4 Topographische Einordnung des Untersuchungsgebietes Gernfeld

Das ganze Gebiet (entspricht der Schutzzone III.Ordnung) umfaßt eine Gesamtfläche von 361 250 m^2, während das eigentliche Areal, auf dem sich die Grundwasserpegelrohre für die Probenentnahme befinden, der Schutzzone I. Ordnung (Fläche beträgt 0,075 km^2) entspricht. Insgesamt sind in der Schutzzone I. Ordnung 19 Pegel für die Probenentnahme niedergebracht. Ein Pegel (N4) befindet sich in der Schutzzone II. Ordnung. Die Pegelbezeichnung richtet sich nach der geographischen Lage der Pegel (W = West, O = Ost, N = Nord, S = Süd, SW = Südwest, NW = Nordwest, SO = Südost) in Bezug zum Brunnenhaus (HF = Horizontalfilterbrunnen). Um einen eventuell vorhandenen Einfluß durch die Arbachversickerung bzw. Neckarfiltration auf das Grundwasser differenzieren zu können, ist die Pegeldichte im Norden und Nordwesten bzw. Süden und Südwesten größer als im übrigen Gebiet. Die Abstände der Pegel zu den Fließgewässern Neckar und Arbach sind in Tabelle 2 dargestellt. Die Abstände der Pegel untereinander können aus der Abbildung 5 entnommen werden.

Tabelle 2 Abstände (in m) der verschiedenen Grundwasserpegel von den beiden Fließgewässern Arbach und Neckar

Pegelbezeichnung	Entfernung vom Neckar (in m)	Entfernung vom Arbach (in m)
SW 5	12,5	320,0
SW 4	30,0	295,0
SW 3	52,5	262,5
SW 2	55,0	250,0
SW 1	80,0	212,5
S 1	33,5	257,5
S 2	45,0	245,0
SO 1	30,0	265,0
O 1	80,0	170,0
O 2	65,0	205,0
W 1	95,0	190,0
W 3	102,5	192,5
W 5	102,5	197,5
W 6	120,0	205,0
N 1	97,5	187,5
N 2	102,5	182,5
N 3	145,0	147,5
N 4	240,0	47,5
NW 1	215,0	82,5
NW 3	230,0	87,5
Horizontalfilterbrunnen	70,0	220,0

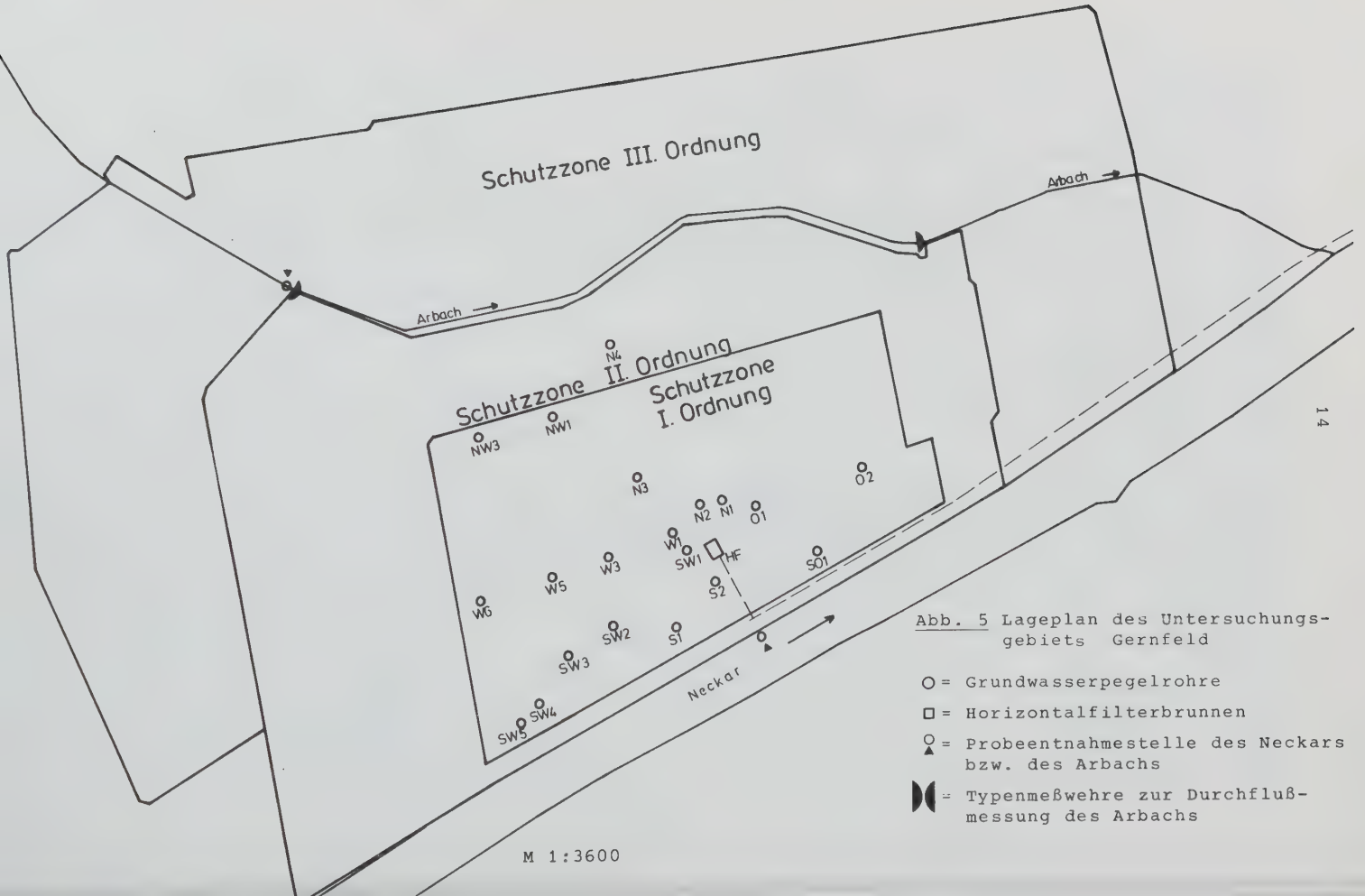


Abb. 5 Lageplan des Untersuchungsgebiets Gernfeld

○ = Grundwasserpegelrohre

□ = Horizontalfilterbrunnen

○▲ = Probeentnahmestelle des Neckars bzw. des Arbachs

⋈ = Typenmeßwehre zur Durchfluß-messung des Arbachs

2.2. Technische Daten des Horizontalfilterbrunnens und der Grundwasserpegelrohre

Bei dem Wasserwerk Gernfeld handelt es sich um einen 1975 von den Stadtwerken Tübingen in Betrieb genommenen Horizontalfilterbrunnen (siehe Abb. 6).

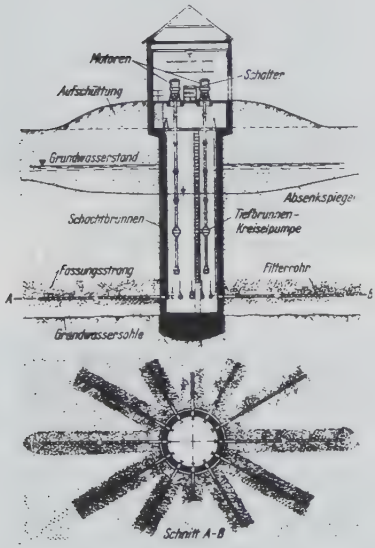


Abb.6
Schema eines Horizontalfilterbrunnens in Grund- und Aufriß.
(aus BRIX u.a., 1963)

Während des Untersuchungszeitraumes (Oktober 1980 - Juni 1981) wurde nach Angabe der Stadtwerke Tübingen der Pumpbetrieb Tag und Nacht durchgehend mit 70 Liter pro Sekunde gefahren.

Bei den in der Schutzzone I zu Untersuchungsbeginn vorhandenen Grundwasserpegeln (W1 - W6, N1 - N3, 01 - 02, SW1 - SW 3) handelt es sich um ca. 6 m lange Kunststoffrohre mit einem Durchmesser von 0,3 m, die bereits für frühere Pumpversuche im Rammverfahren niedergebracht wurden. Die Kunststoffrohre sind am Ende als Schlitzbrückenfilter angelegt. Wegen des Einrammverfahrens sind sie zusätzlich mit einem Stahlrohr umgeben, das zwischen 0,8 - 1,4 m über der Geländehöhe aus dem Boden ragt. Die Rohre sind mit einem Deckel verschlossen, um das Grundwasser vor Verunreinigung zu schützen (Abb.7a).

Für den Färbeversuch zur Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit und zusätzliche hygienische Untersuchungen wurden Anfang Mai 1981 weitere Grundwasserpegel (NW1 + NW3, SW4 - SW5, S1 - S2, SO1) durch die Stadtwerke auf den Grundwasserleiter niedergebracht. Sie sind im Durchmesser kleiner (0,08 m) als die früher vorhandenen Pegelrohre.
Die Wasserleitung mit dem geförderten Grundwasser verläuft vom Brunnenhaus ca. 50 m nach Süden und biegt dann rechtwinklig nach Osten ab und verläuft parallel in einem Abstand von 1 m zum Neckarufer in Richtung Tübingen.

Abb. 7a Wasserwerk Gernfeld: Blick auf das Brunnenhaus und verschiedene Grundwasserpegel

Abb. 7b Pumpvorgang aus dem Grundwasserpegel 01

3. Methode

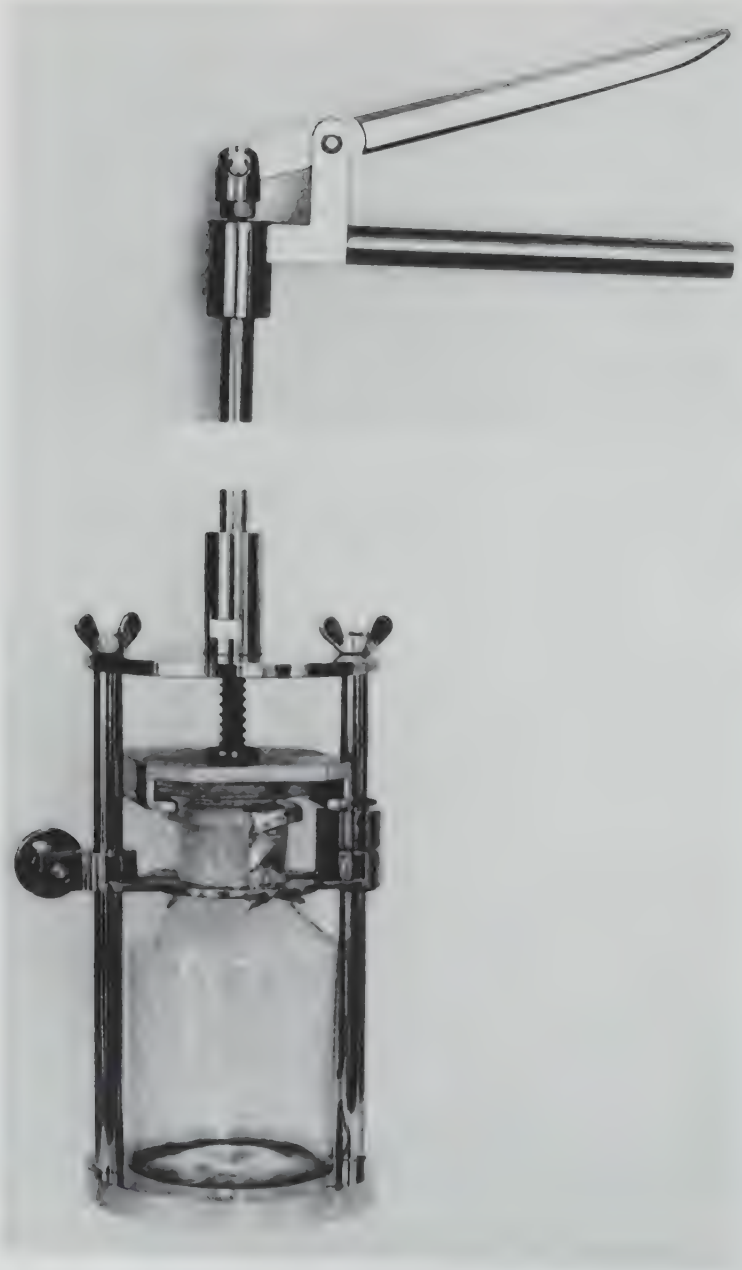
3.1. Zeitraum der Untersuchungen

Von Oktober 1980 bis Juni 1981 wurden von mir im oben beschriebenen Gebiet Wasserproben für die hygienisch-chemische und die mikrobiologische Untersuchung entnommen.
Die chemischen Proben wurden in 3 - 4 wöchigen Abständen entnommen (Ausnahme: März und April 1981 - in diesem Zeitraum wurden keine chemischen Untersuchungen durchgeführt), während die Bakteriologie am Anfang 14 - tägig und später wöchentlich untersucht wurde. (Ausnahme: Mitte Dezember 1980 - Mitte Januar 1981 wurde nur eine bakteriologische Untersuchung durchgeführt).
Zur Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers wurde am 20.05.1981 ein Färbeversuch durchgeführt, und es wurden bis zum 30.06.1981 täglich Wasserproben entnommen.

3.2. Probennahme

Eine sachgemäße Probennahme ist Voraussetzung für einwandfreie Ergebnisse. Dabei ist zu unterscheiden, ob es sich um eine Probe für eine chemische oder eine bakteriologische Untersuchung handelt.
Die Proben der beiden Fließgewässer (Neckar und Arbach) wurden durch direktes Eintauchen der Probeflasche oder mit Hilfe eines Entnahmegerätes (s.Abb. 8) ca. 20 - 30 cm unter der Wasseroberfläche entnommen.

Abb. 8 Gerät zur Entnahme von Wasserproben aus Fließgewässern



Bei Benutzung des Entnahmegerätes wird die Probeflasche in die Halterung eingespannt und nach dem Eintauchen ins Wasser durch Hebelbetätigung der Stopfen in der gewünschten Tiefe angehoben.
Der oberflächennahe Wasserbereich bis zu einer Tiefe von 30 cm erbringt nach WITZENHAUSEN (1972) die günstigste Ausbeute für die bakteriologische Untersuchung. Die Entnahmestelle der Neckarprobe war in Höhe des Brunnenhauses, die der Arbachprobe am Meßwehr 1. Die Brunnenprobe selbst wurde aus einem Hahn der Leitung im Brunnenhaus entnommen. Diese Probe war ungechlort, nachdem der Chlorzufluß abgeschaltet wurde und das Wasser 10 Minuten lang in freiem Strahl abfließen konnte. Das Wasser aus den Grundwasserpegeln wurde mit Hilfe einer Saugpumpe gefördert, wobei die Förderleistung von der Generatorleistung bzw. dem Saugschlauchdurchmesser abhängig war. Für die Pegel mit dem großen Durchmesser (W1 - W6, N1 - N4, O1 - O2, SW1 - SW3) kam eine Pumpe mit ca. 100 l/min Förderleistung zum Einsatz, bei den Pegeln mit dem geringeren Durchmesser (NW1 - NW3, S1 - S2, SW4 - SW5, SO1) wurde die Pumpe mit 25 l/min Förderleistung verwendet. Um zu gewährleisten, daß mit Sicherheit frisches Grundwasser und nicht in den Rohren abgestandenes Wasser gefördert wird, wurde aus den Pegeln mit der großen Pumpe 10 Minuten lang und mit der kleinen Pumpe 20 Minuten lang das Waser abgepumpt. Wenn das Wasser klar war, wurde die Probe direkt am Pumpstrahl oder aus einem Hahn am Pumpgenerator entnommen (Abb.7b).
Das zu untersuchende Wasser wurde für die chemische Analyse in 1000 ml - Jenaer - Glaskolben mit Schliffstopfen abgefüllt, für die bakteriologischen Proben wurde das Wasser in zuvor sterilisierte 250 ml - Glasflaschen abgefüllt, deren Glasstopfen zum Schutz gegen Verunreinigung und Berührung mit einer dünnen neuen Aluminiumfolie überdeckt wurden.

Um einerseits Luft- und Bodenverunreinigung und andererseits Keimverschleppung von einem Pegel zum anderen zu vermeiden, wurde der Absaugstutzen des Pumpschlauches vor dem Ablassen in das Pegelrohr mit einem Gasbrenner abgeflammt. Genauso wurde mit dem Entnahmehahn am Generator verfahren.
Zwischen den einzelnen Entnahmeintervallen wurde der Abpumpschlauch mit Wasser gereinigt und mit einer Chlorlösung desinfiziert.
Bei der bakteriologischen Probennahme wurde auf sterile Entnahme geachtet. Daß das Ergebnis der bakteriologischen Untersuchung auch von der Pumpzeit abhängt, zeigt die Tabelle 3, in der die Abhängigkeit der Koloniezahl /ml von der Pumpzeit (bzw. geförderten Wassermenge) bei 3 Pegeln zu 2 verschiedenen Entnahmeterminen dargestellt ist.

Tabelle 3 Abhängigkeit der Koloniezahl (=KZ/ml) von der Pumpzeit (in min.); 1 bzw. 2 = verschiedene Entnahmetermine

Pumpzeit	KZ/ml bei 1			KZ/ml bei 2		
(min)	SW1	SW2	SW3	SW1	SW2	SW3
0	78	82	680	6700	1200	770
2	59	53	87	900	400	630
4	76	66	93	860	290	210
6	42	52	54	760	260	340
8	53	55	65	680	190	170
10	32	27	46	450	180	170

Auf Grund dieser Ergebnisse ist die oben angegebene Pumpzeit von 10 bzw. 20 Minuten gerechtfertigt, um in den Pegeln stehendes Wasser vor der Probennahme des Grundwassers zu entfernen.

3.3. Untersuchungen an Ort und Stelle (Sinnesprüfung der Proben)

3.3.1. Temperaturmessung

Die Temperatur der jeweiligen Wasserprobe wurde unmittelbar nach der Probennahme in der gefüllten Probenflasche mit einem in 1/10° C eingeteilten Thermometer gemessen.

3.3.2. Organoleptische Prüfung

Die Geruchs- und Geschmacksprüfung der Proben wurde an Ort und Stelle vorgenommen. Die Geruchsprüfung wurde stets vor der Geschmacksprüfung vorgenommen, da die Geruchsempfindung durch den Geschmack beeinflußt werden kann.

3.3.3. Klarheit und Durchsichtigkeit

Die Probe wurde bei diffusem Tageslicht gegen eine weiße Unterlage auf Klarheit im Vergleich zu destilliertem Wasser geprüft.
Folgende Werte der Klarheit wurden unterschieden:

klar
schwach opalisierend
opalisierend
getrübt

3.3.4. Absetzbarkeit

Ein Bodensatz einer Wasserprobe gibt einen Hinweis auf darin ungelöst enthaltene Stoffe.

3.3.5. Färbung

wird durch die enthaltenen gelösten Stoffe verursacht. Da durch ausfallende Eisen- oder Magnesium-Verbindungen eine Gelbfärbung der Wasserprobe entstehen kann, muß die Farbe des Wassers sogleich nach der Probennahme bestimmt werden.

3.4. Hygienisch-chemische Wasseruntersuchung

Die Wasserproben wurden möglichst bald nach der Entnahme im Wasserlabor des Hygiene-Instituts der Universität Tübingen analysiert.
Für die Bestimmung der einzelnen chemischen Parameter wurden folgende Analysenmethoden verwendet (nach HÖLL 1979 und Deutsche Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung -DEV - 1981):

ph-Wert:	Die pH-Bestimmung erfolgt mittels des ph-Meter "E 603" der Firma METROHM HERISAU und einer Einstabmeßkette bei Zimmertemperatur.
Abdampfrückstand:	In ein zuvor gewogenes Becherglas werden 100 ml Probenwasser eingefüllt und auf dem Sandbad bis zur Trockne eingedampft. Nach Erkalten des Becherglases wird dieses erneut gewogen. Die Gewichtsdifferenz vor und nach dem Eindampfen ergibt den Abdampfrückstand.
Ammonium (NH_4^+):	Photometrische Bestimmung mit Seignettesalzlösung und Neßlers Reagenz bei 425 nm.
Nitrat (NO_3^-):	Photometrische Bestimmung mit Natrium-Salicylat-Lösung bei 420 nm.
Kaliumpermanganatverbrauch:	Titrimetrische Bestimmung der Oxidierbarkeit mittels $KMnO_4$ in saurer Lösung.
Chlorid (Cl^-):	Titrimetrische Bestimmung nach Mohr-Winkler mit Silbernitratlösung und 10%iger Kaliumdichromatlösung.
Phosphat (PO_4^{3-}):	Photometrische Bestimmung mit Ammoniummolybdänsäure und Zinn (II) - Chlorid-Lösung bei 690 nm.
Sulfat (SO_4^{2-}):	Titrimetrische Bestimmung mit 0,02 M AeDTA-Lösung nach Kationenaustausch (Kationenaustauschsäule MERCK LEWATIT S 1080G1) und Behandlung mit 0,02M Bariumchlorid-Lösung. Indikator: Eriochromschwarz.

Sulfid:	Qualitativer Nachweis mit Bleiacetatpapier.
Eisen:	Qualitativer Nachweis mit 20%iger Kaliumthiocyanat-Lösung.
Mangan:	Qualitativer Nachweis mit Silbernitratlösung und Kaliumperoxidisulfat.
Gesamthärte:	Titrimetrische Bestimmung mit Titriplex A nach Zusatz von NH_3 (mind. 25%ig).
Carbonathärte:	Titrimetrische Bestimmung mit 0,1 N HCl-Lösung. Indikator: Methylorange
Nichtcarbonathärte:	Rechnerische Ermittlung Nichtcarbonathärte = Gesamthärte-Carbonathärte

Die photometrischen Bestimmungen wurden mit einem BECKMAN Spectrophotometer UV 5230, die titrimetrischen mit einem METROHM Multidosimat E 415 durchgeführt.

3.5. Untersuchung auf Schwermetalle (As, Cd, Cr, Hg, Pb, Se, Zn)

Die Bestimmung dieser Stoffe erfolgt mit einem ZEISS Atomabsorptionsspektrometer FMD 3 mit einer PERKIN-ELMER Graphitrohrküvette HGA 76 B.
Für As, Hg, Se wird zusätzlich ein Hydridgenerator ML 75 der Firma BERGHOF verwendet.

3.6. Mikrobiologische Wasseruntersuchung

Da das Wasser als Überträger für verschiedenartige Krankheitserreger in Frage kommt, muß das Ziel einer mikrobiologischen Wasseruntersuchung eine möglichst frühzeitige Erfassung von hygienisch relevanten Verunreinigungen sein, weil der Nachweis von Krankheitserregern nur selten gelingt (starke Verdünnung beim Eindringen ins Wasser; Wasser ist kein optimales Nährmedium; Beeinflussung der Überlebensfähigkeit der Erreger durch Wasserinhaltsstoffe). Die Wasseruntersuchung erstreckt sich deshalb nicht auf den Nachweis von Krankheitserregern, sondern auf bestimmte Indikatorbakterien, die aus dem Darm von Menschen und Warmblütern stammen und mit den Fäkalien in das Abwasser gelangen.
Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde bei den Gewässerproben die Koloniezahl bestimmt und das Auftreten von E. coli und coliformen Keimen, Fäkalstreptokokken, Pseudomonaden und Aeromonaden untersucht.

3.6.1. Bestimmung der Koloniezahl (=Gesamtkeimzahl)

Definition:

Unter der Koloniezahl versteht man die Zahl der mit 6 - bis 8-facher Lupenvergrößerung sichtbaren Kolonien, die sich aus den in 1 ml des zu untersuchenden Wassers befindlichen Bakterien in Plattenkulturen mit nährstoffreichen Nährböden bei einer festgelegten Bebrütungstemperatur innerhalb einer bestimmten Zeit entwickeln.

Bei der vorliegenden Untersuchung wurde die Koloniezahl mit Hilfe des Gußplatten-Verfahrens bestimmt:
Von der gut durchgeschüttelten Wasserprobe wird 1 ml mit einer sterilen EPPENDORF-Pipette entnommen und in eine sterile Petrischale (Durchmesser: 7,5 cm) pipettiert. Anschließend werden 10 ml des im Dampftopf verflüssigten, auf mindestens 47°C abgekühlten Gelatine-Nährbodens (1% Fleischextrakt, 1%Pepton; s. Anhang Tab.1)

zugegeben und bei geschlossener Schale durch kreisende Bewegungen (in Form einer 8) mit dem Wasser vermischt. Nach dem Abkühlen wird die Petrischale mit dem festgewordenen Nährboden im Brutschrank bei 20± 2°C für 44± 4 Stunden bebrütet.
Nach der Bebrütung werden die auf den Platten gewachsenen Kolonien mit einem BOSKAMP-Placount-Gerät ausgezählt.

Auswertung:

wenige Kolonien — ganze Platte auszählen
viele Kolonien — 5 x 1cm^2 auszählen

$$KZ/ml = \frac{\text{Anzahl gezählter Kolonien}}{5} \times 57$$

sehr viele Kolonien — 5 x 1/9cm^2 auszählen

$$KZ/ml = \frac{\text{Anzahl gezählter Kolonien}}{5} \times 9 \times 57$$

Bei Koloniezahlen über 100 wird auf Zehner, über 1000 auf Hunderter aufgerundet.

3.6.2. Untersuchung auf Escherichia coli und coliforme Keime

Diese Untersuchung gliedert sich in 3 Abschnitte:

1. Anzüchtung der Primärkultur (Flüssiganreicherung)
2. Anzüchtung der Subkultur, um Reinkulturen zu gewinnen
3. Identifizierung der gewonnenen Reinkulturen durch Bestimmung ihrer biochemischen Leistungen ("Bunte Reihe")

3.6.2.1. Anreicherung

100ml der Wasserprobe werden unter sterilen Bedingungen in sterile Säuglingsflaschen (mit DURHAM-Gärröhrchen) mit 100ml doppelt konzentrierter DEV Lactose-Pepton-Bouillon (s. Anhang Tab.1) gegeben. Der Flascheninhalt wird anschließend für 44± 4 Stunden bei 37± 1,5°C im Brutschrank bebrütet. Nach 20± 4 Stunden wird zum erstenmal hinsichtlich Gasbildung und Wachstumstrübung geprüft.

Bei negativem Befund wird weitere 24 Stunden bebrütet. Ist auch danach nur Trübung, aber keine Gasbildung zu erkennen, so sind in 100ml des untersuchten Wassers keine coliformen Bakterien nachweisbar und die Untersuchung ist beendet. Im positiven Fall (Gasbildung und Wachstumstrübung) werden zur Keimidentifizierung Subkulturen auf DEV ENDO-Agar (s. Anhang Tab. 1) angelegt.

3.6.2.2. Anzüchtung der Subkultur

Mit einer ausgeglühten Impföse wird bei positivem Vortest Material aus der Säuglingsflaschen-Anreicherungskultur entnommen und auf der Oberfläche von DEV ENDO-Agarplatten dünn ausgestrichen (4 Proben/Platte).
Die Bebrütung erfolgt bei 37± 1,5°C für 20± 4 Stunden.

Auswertung:

Coliforme Keime	rote, feuchte Kolonien
E. coli	rote, feuchte Kolonien mit grünlich-metallischem Fuchsinglanz
Lactose-negative Keime	farblose, klare Kolonien

Von jeder der auf DEV ENDO-Agar gewachsenen verschiedenen roten Kolonie-Typen wird mindestens eine einzeln stehende Kolonie mit der Impfnadel in ein Röhrchen mit DEV Tryptophan-Bouillon überimpft (Abb. 9). Diese Röhrchen werden für 3 - 6 Stunden bei 37± 1,5°C bebrütet. Anschließend werden aus jedem Röhrchen folgende Nährböden mit der Öse beimpft:

DEV SIMMONS-Citrat-Agarplatten
DEV Lactose-Bouillon-Röhrchen 37°C
DEV Lactose-Bouillon-Röhrchen 44°C
DEV Nähragarplatten
DEV ENDO-Agarplatten

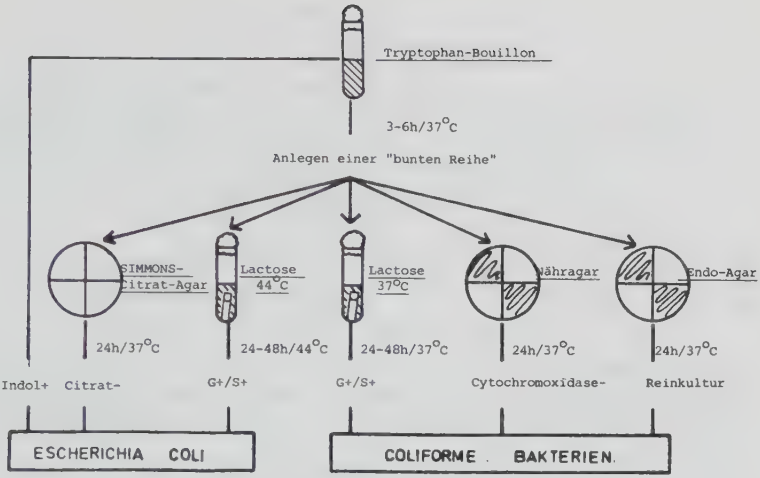


Abb. 9: Überimpfungsschema einer "Bunten Reihe"

Alle Nährböden, einschließlich der Tryptophan-Bouillon werden 20± 4 Stunden bebrütet, die eine Lactose-Bouillon bei 44± 0,5°C und alle anderen bei 37± 1,5°C.
Nach der Bebrütung wird auf den ENDO- und den Nähragarplatten geprüft, ob die typischen Kolonien gewachsen sind und ob sie alle die gleiche Erscheinungsform aufweisen; ansonsten müssen nochmals neue ENDO-Platten, und von diesen ausgehend, neue Tryptophan-Bouillon-Röhrchen beimpft werden, bis das Vorliegen von Reinkulturen erwiesen ist.

3.6.2.3. Prüfung auf coliforme Bakterien

1. Cytochromoxidase-Test:

Der Test wird mit den Kolonien auf den Nähragarplatten durchgeführt. Man gibt 2-3 Tropfen des Cytochromoxidase-Reagenz auf die Kolonien und läßt es 1-2 Minuten einwirken. Dann wird die Farbreaktion abgelesen.

Positive Reaktion:
Kolonien blauviolett ⟶ keine Coliforme
Negative Reaktion:
Kolonien unverändert ⟶ Verdacht auf Coliforme

2. Lactose-Vergärung bei 37°C

Positive Reaktion:
Gasbildung (Gasblase im DURHAM-Röhrchen) und Säurebildung (Farbumschlag von Grün nach Gelb) ⟶ Nachweis von coliformen Bakterien
Negative Reaktion:
Keine Gasbildung, Säurebildung dennoch möglich. Im letzteren Fall wird 24 Stunden weiter bebrütet. Gasbildung während dieser Zeit wird als positive Reaktion gewertet. Bleibt das Ergebnis negativ ⟶ keine coliformen Bakterien.

3.6.2.4. Prüfung auf Escherichia coli

Das Vorhandensein von E. coli gilt als erwiesen, wenn folgende Tests erfüllt sind:

1. Lactose-Vergärung bei 44°C

Positive Reaktion:
Gas- und Säurebildung ⟶ Hinweis auf E. coli
Negative Reaktion:
Keine Gasbildung, Säurebildung dennoch möglich
⟶ keine E. coli

2. Indol-Test

Die bebrütete DEV Tryptophan-Bouillon wird ca. 5mm hoch mit KOVACS Indolreagenz überschichtet. Nach leichtem Schütteln werden die Röhrchen 1-2 Minuten stehen gelassen.

Positive Reaktion:
Farbumschlag der Reagenzschicht von Gelb nach Kirschrot
⟶ Hinweis auf E. coli
Negative Reaktion:
Keine Farbänderung der Reagenzschicht ⟶ keine E. coli

3. Citrat-Abbau

Es werden die Kulturen auf DEV SIMMONS-Citrat-Agar abgelesen.

Positive Reaktion:
Koloniewachstum bzw. Farbumschlag von Grün nach Blaugrün ⟶ keine E. coli
Negative Reaktion:
Kein Wachstum und kein Farbumschlag ⟶ Hinweis auf E. coli

3.6.3. Untersuchung auf Fäkalstreptokokken

Neben der Prüfung auf E. coli und coliforme Bakterien wurden die Wasserproben ab Mitte Januar 1981 regelmäßig auf Fäkalstreptokokken untersucht.
Die Anreicherung erfolgt durch Überimpfung von 3 Impfösen aus der bewachsenen DEV Lactose-Bouillon der Coli-Anreicherung auf doppelt konzentrierte Azid-Glucose-Bouillon (s.Anhang Tab. 1). Bebrütet wird bei 37± 1°C für 20± 4 Stunden, dann wird hinsichtlich Wachstumstrübung geprüft. Im negativen Fall wird weitere 24 Stunden bebrütet. Wachstumstrübung ergibt einen Hinweis auf Fäkalstreptokokken.
Die Anwesenheit von Fäkalstreptokokken wird durch Wachstumstrübung und Farbumschlag von Purpur nach Gelb einer Bromkresolpurpur-Azid-Bouillon (s.Anhang Tab. 1) bestätigt, die mit Material von 3 Impfösen aus den bewachsenen Azid-Glucose-Bouillon-Röhrchen beimpft und für 48 Stunden bei 35± 1°C bebrütet wurden. Die endgültige Diagnose (s.Tab. 4) erfolgt beim positiven Ausfall der folgenden 3 Tests:

Aesculinabbau:

Aesculin wird mit 2 Ösen Material aus der Bromkresol-Azid-Bouillon beimpft. Bebrütung: 40± 4 Stunden bei 37± 1°C. Zur Auswertung werden wenige Tropfen 7%ige Eisen (II)-chlorid-Lösung zugegeben.
Positive Reaktion:
Farbumschlag von fluoreszierendem Blaugelb nach Dunkelgrün bis Schwarz
Negative Reaktion:
Kein Farbumschlag

Wachstum bei pH 9,6:
Nährbouillon pH 9,6 wird beimpft und 20± 4 Stunden bei 37± 1°C bebrütet.
Positive Reaktion: Trübung
Negative Reaktion: Keine Trübung

Wachstum in 6,5%iger NaCl: Kochsalzbouillon wird beimpft und 20± 4 Stunden bei 37± 1°C bebrütet.
Positive Reaktion: Trübung
Negative Reaktion: Keine Trübung

Tab. 4 Differenzierung der Fäkalstreptokokken

Mikroorganismen	Aesculin	pH9,6	6,5%
Streptococcus faecium Streptococcus faecalis Streptococcus durans	+	+	+
Streptococcus equinus Streptococcus bovis	+	-	-

3.6.4. Untersuchung auf Pseudomonaden und Aeromonaden

Für den Nachweis dieser Bakteriengattungen steht GSP-Agar nach KIELWEIN (s.Anhang Tab. 1) als Selektivagar zur Verfügung. Er wird mit der Impföse aus der Lactose-Pepton-Anreicherungskultur beimpft und für 3 Tage bei 25°C bebrütet.

Auswertung:
Kolonien Blauviolett, Umgebung Rotviolett, Durchmesser 2-3mm
⟶ Pseudomonaden
Kolonien Gelb, Umgebung Gelb, Durchmesser 2-3mm
⟶ Aeromonaden
Kolonien spätwachsend, Durchmesser bis 1mm
⟶ Enterobacteriaceae

Spezieller Nachweis von Pseudomonas aeruginosa (Ps. aeruginosa)

1. Aus der Anreicherungskultur wird mit der Öse auf Cetrimid-Agar (s. Anhang Tab. 1) ausgestrichen und für 20± 4 Stunden bei 30°C bebrütet.
   Koloniewachstum + positive Cytochromoxidase-Reaktion ⟶ Hinweis auf Ps. aeruginosa.

2. Kolonien von den Cetrimid-Platten werden zur endgültigen Diagnose in Acetamid-Nährlösung überimpft und 20± 4 Stunden bei 37± 1°C bebrütet. Zur Auswertung werden 1-2 Tropfen Neßlers Reagenz hinzugegeben. Dann wird sofort die Reaktion abgelesen.

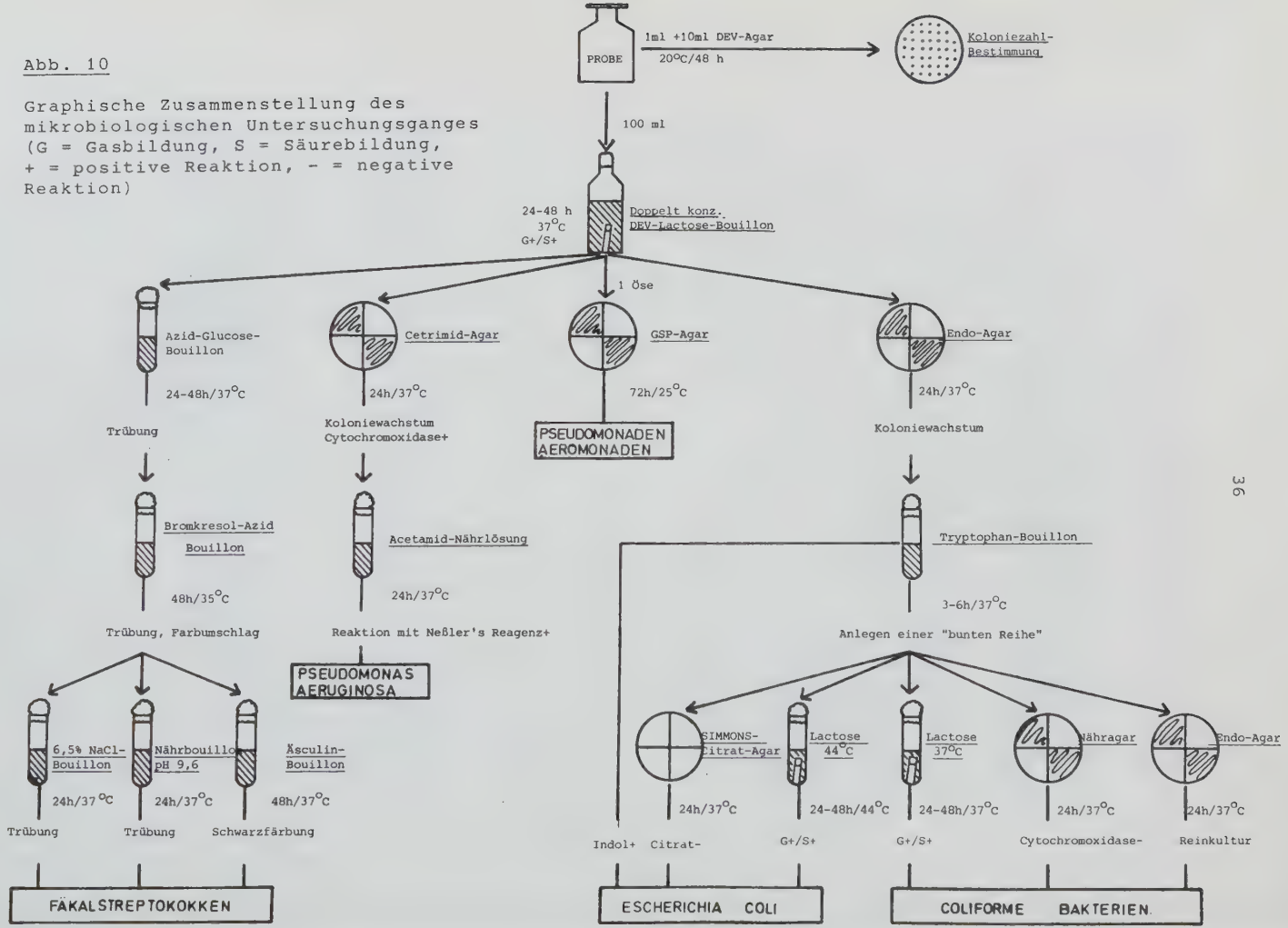
Positive Reaktion:
Gelbrote Farbe der Kultur ⟶ Pseudomonas aeruginosa
Negative Reaktion:
Keine Gelbrote Farbe

3.6.5. Graphische Zusammenstellung des mikrobiologischen Untersuchungsganges

Die Abb. 10 zeigt in der Übersicht das Vorgehen bei der mikrobiologischen Untersuchung der Wasserproben. In Tab. 1 im Anhang sind die verschiedenen Nährmedien aufgeführt.

Abb. 10

Graphische Zusammenstellung des mikrobiologischen Untersuchungsganges (G = Gasbildung, S = Säurebildung, + = positive Reaktion, - = negative Reaktion)



3.7. Färbeversuch zur Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit und Fließrichtung des Grundwassers im Bereich des Neckars

Der Markierungsversuch zur Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit und Fließrichtung des Grundwassers im Bereich der Neckar - Uferfiltration wurde in Zusammenarbeit mit dem Geologischen Landesamt Baden-Württemberg in Freiburg durchgeführt.
Am 20.05.1981 um 14.30 Uhr wurden 0,5 kg in 3,5 l Wasser gelöstes Uranin als Fluoreszens - Marker in den Grundwasserpegel SW5 eingegeben. Die Farbstofflösung war zuvor bei 120°C im Dampftopf sterilisiert worden, um eine bakteriologische Verunreinigung des Grundwassers durch die Lösung zu vermeiden.
Als Beobachtungspunkte wurden der Horizontalfilterbrunnen, die Grundwasserpegel W1 + W3, SW1 - SW4, S1 + S2 und SO1, sowie der Neckar ausgewählt. Die Entnahme von Grund- bzw. Flußwasser - Schöpfproben erfolgte bis zum 30.06.1981.
Die Proben wurden dann im Labor des Geologischen Landesamts mittels Fluorimetrie auf ihren Uraningehalt analysiert und die Meßdaten mit Hilfe der EDV ausgewertet.

3.8. Durchflußmessung des Arbachs im Bereich des Gernfelds

Um eine eventuell vorhandene Arbachversickerung in den Grundwasserleiter des Gernfelds quantitativ zu erfassen, wurden in den Arbach zwei Typenmeßwehre 55 zur Durchflußmessung eingebracht (s.Abb. 5). Das Meßwehr 1 war am Eintritt, das Meßwehr 2 am Austritt des Arbachs aus dem Schutzzonengebiet des Gernfeldes angebracht.
Mit einer Meßlatte wurde am jeweiligen Wehr die Überströmungshöhe gemessen und mit Hilfe einer Eichkurve die dazugehörige Durchflußmenge bestimmt.
Die Versickerung ergibt sich durch Differenz der Durchflußmengen am Wehr 1 und Wehr 2.

4. Ergebnisse

4.1. Ergebnisse der Untersuchungen an Ort und Stelle

4.1.1. Temperatur (siehe Abb. 11)

Die mittlere Wassertemperatur der Grundwasserproben liegt je nach Pegel im Bereich zwischen 9,3± 0,3°C und 10,7± 0,4°C. Das Temperaturminimum mit 8,6°C wird bei Pegel W1 und das Temperaturmaximum mit 11,4°C wird bei den Pegeln SW2 und SW3 erreicht. Das Brunnenwasser hat eine mittlere Temperatur von 10,3± 0,5°C (Varianz: 9,8 - 10,6°C) und liegt damit im oberen Drittel der Temperaturskala der verschiedenen Grundwasserpegel.
Zwischen dem Grundwasser und den beiden Fließgewässern ist ein deutlicher Temperatursprung zu erkennen:
mittlere Temperatur des Neckars 3,9± 1,9°C (1,0 - 6,5°C),
mittlere Temperatur des Arbachs 2,1± 1,8°C (0,0 - 4,5°C).

4.1.2. Organoleptische Prüfung

Die Prüfung auf Geruch und Geschmack ist bei allen Proben negativ.

4.1.3. Durchsichtigkeit

Die Proben des Brunnens, der W-, O-, N- und SW1-Pegel sind bei jeder Entnahme klar. Von den untersuchten Proben sind bei SW2 und SW3 jeweils 14,3%, bei SW4 25% und bei SO1 sogar 50% der Proben schwach opalisierend. Bei NW3 und S1 ist in 66,6% der Proben und bei NW1 und S2 in allen Proben eine Opaleszenz zu erkennen.

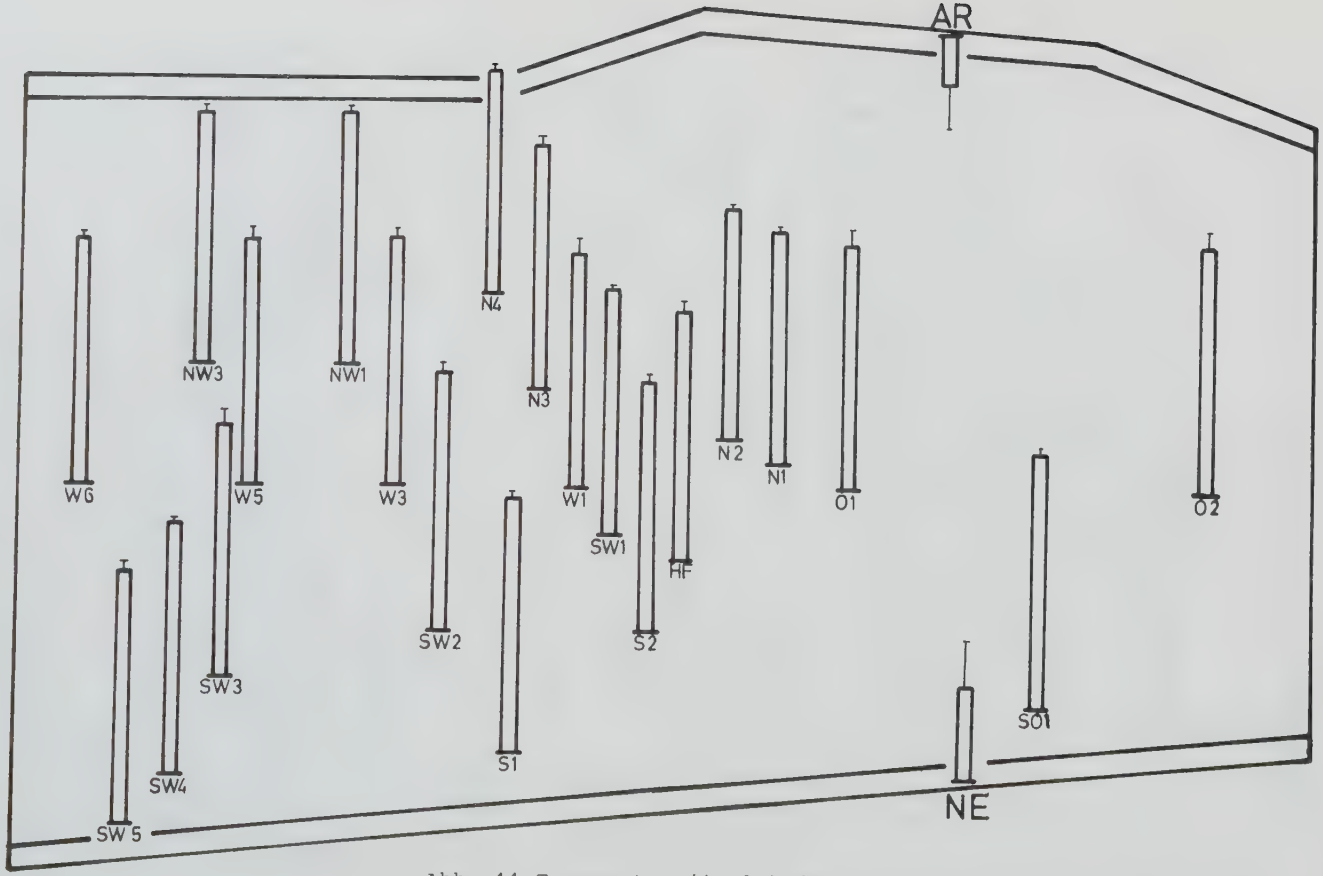


Abb. 11 Temperatur (in °C) der verschiedenen Entnahmestellen

▯ = 2°C

Die Arbachproben sind zu 50% klar, während die 6 Proben des Neckars nur in einer Probe ganz durchsichtig sind. Die Durchsichtigkeitsprüfung der 4 Proben des SW5-Pegels war nur in einem Fall möglich, da die Entnahme der restlichen Proben nach Eingabe der grünlich fluoreszierenden Uranin-Lösung für den Markierungsversuch erfolgte. Diese Proben waren dann durch den Farbstoff getrübt und es konnte nicht entschieden werden, ob sie per se schon opalisierend sind.

4.1.4. Absetzbarkeit

Ein Bodensatz tritt bei den Proben der Pegel NW1, NW3, SO1, S1 und S2 auf.

4.1.5. Färbung des Wassers

Abgesehen von der oben beschriebenen grünlichen Verfärbung der SW5-Wasserproben ist insgesamt nur bei 2 Proben (1x SW4 und 1x Neckar) eine bräunliche Verfärbung aufgetreten.

4.2. Ergebnisse der hygienisch-chemischen Untersuchung der Gewässerproben

Die Ergebnisse der chemischen Parameter der untersuchten Grundwasser-, Filterbrunnen-, Neckar- und Arbach-Proben sind im Anhang Tabelle 2 und den Abbildungen 12-18 als Mittelwerte (mit Standardabweichung) der von Oktober 1980 bis Juni 1981 entnommenen Einzelanalysen dargestellt. Die Abbildungen zeigen die Wertesäulen der Entnahmestellen als schematisches Kartogramm. Die Form der Mittelwertdarstellung im Gegensatz zur zeitlichen Darstellung der Einzelwerte wurde ausgewählt, da sich keine Korrelation zwischen den unterschiedlichen Einzelwerten und den Niederschlagsmengen (s. Tab. 5)während des Untersuchungszeitraumes zeigte.
Neckar- und Arbachwasser wurden jeweils 6 x untersucht, während beim Grundwasser je nach Pegel zwischen 2 und 7 Proben analysiert wurden. Der Grund für die unterschiedliche Probenzahl bei den Pegeln liegt darin, daß ein Teil der Pegel erst im Mai 1981 ins Grundwasser niedergebracht wurde (s.S. 16) und nicht während des gesamten Untersuchungszeitraumes zur Verfügung stand. Insgesamt wurden 117 chemische Proben untersucht.

Tab. 5 Niederschlagsmenge in mm von Oktober 1980 bis Juni 1981

(Daten des Dtsch.-Medizin.-Meteorolog. Wetterdienstes Station Tübingen
Höhe 370m über N.N.)

	Oktober 1980	November	Dezember	Januar 1981	Februar	März	April	Mai	Juni
1. Dekade	18,4	0,2	20,6	33,3	14,3	6,6	10,3	13,4	46,5
2. Dekade	71,8	4,1	7,2	19,0	1,1	18,4	0,5	13,2	4,8
3. Dekade	9,6	11,6	8,6	0,5	5,6	14,3	24,1	68,8	16,0
Monats-summe	99,8	15,9	36,4	52,8	21,0	39,3	34,9	95,4	67,3

4.2.1. pH-Wert (siehe Abb. 12)

Der pH-Wert schwankt bei den meisten Pegeln zwischen 7,3 und 7,4 nur bei den neckarnahen Ost- und Südost-Pegeln bzw. den arbachnahen Nordwest-Pegeln sind die Werte um 0,1 bzw. 0,2 pH-Einheiten höher. Der Varianzbereich erstreckt sich von pH 7,1 bis pH 8,2. Die beiden Fließgewässer zeigen mit pH 8,2 eine deutliche Verschiebung in den alkalischen Bereich, während das Pegel-Grundwasser und das Brunnenwasser als fast neutral bis leicht alkalisch zu beurteilen sind.

4.2.2. Abdampfrückstand (siehe Abb. 13)

Die gemessenen Abdampfrückstände differieren erheblich. Während der Neckar mit 513± 118 mg/l im unteren gemessenen Bereich liegt, wird der höchste Mittelwert von 865± 196 mg/l durch den Arbach erreicht. Die Rückstände der W-Serie liegen zwischen 640± 63 mg/l und 662± 76 mg/l, die der N-Serie fallen von N1 mit 766± 47 mg/l nach N3 mit 607± 32 mg/l ab und steigen bei N4 auf 666± 41 mg/l an. Die O-Pegel liegen mit 548± 33 mg/l bzw. 580± 58 mg/l im unteren gemessenen Bereich, der SO1-Pegel stellt mit 440± 156 mg/l sogar den unter dem Neckarwert (513± 118 mg/l) liegenden Minimalwert dar. Außer bei SW2 und SW3 liegen die Abdampfrückstände bei den SW-, NW und S-Serien mehr oder weniger deutlich über 700 mg/l. Innerhalb der SW-Pegel sinken die Werte von SW1 nach SW3 ab und steigen über SW4 deutlich nach SW5 an. Der niedrigste Wert (330 mg/l) der Abdampfrückstände wurde bei Pegel SO1 gemessen, der höchste Wert (1250 mg/l) beim Arbach.

4.2.3. Ammonium

Ammonium-Ionen finden sich mit Ausnahme des Neckarwassers nicht in den untersuchten Proben. Von den 6 Neckarproben sind 3 Ammonium-positiv; der mittlere Ammoniumgehalt des Neckars beträgt 1,2± 0,06 mg/l.

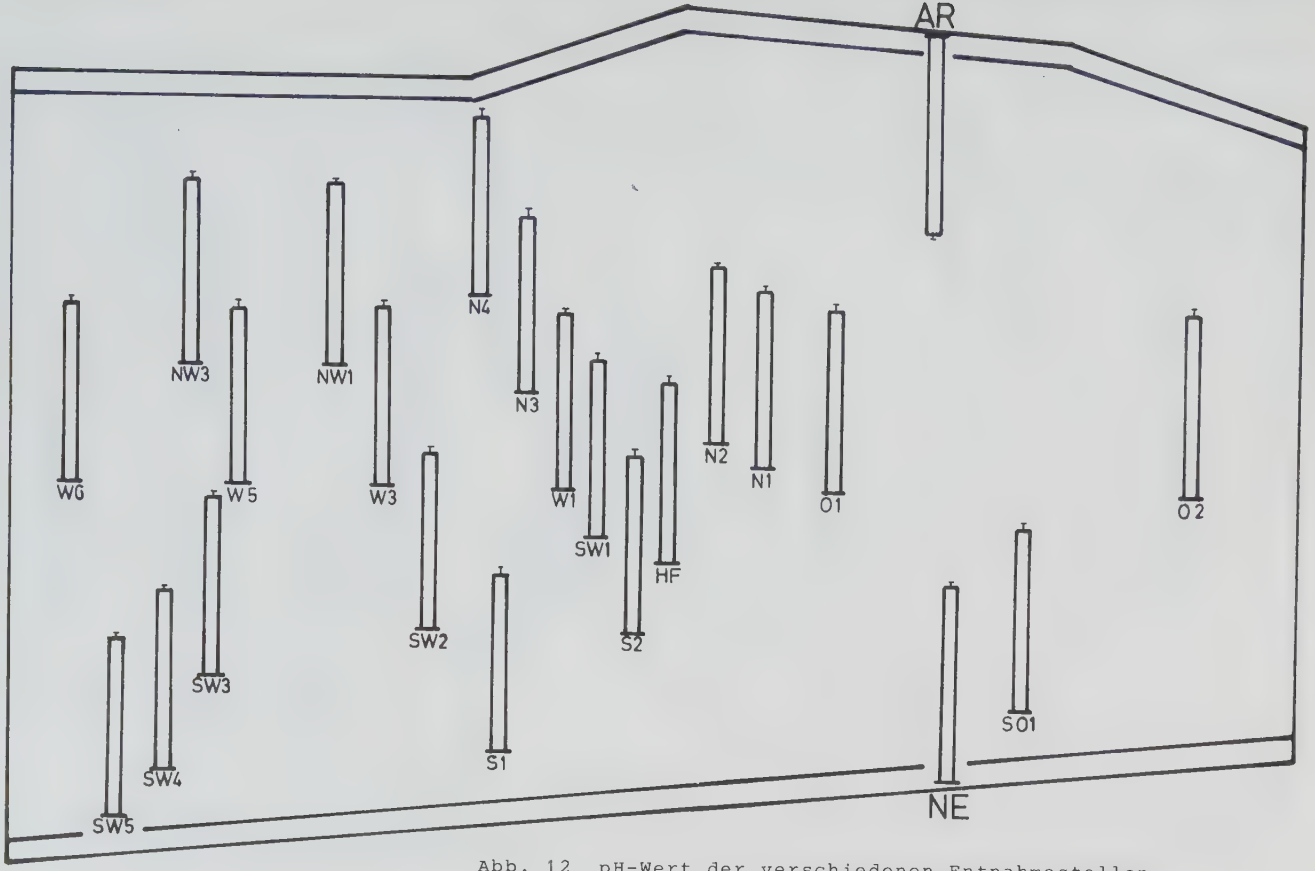


Abb. 12 pH-Wert der verschiedenen Entnahmestellen

▯ = 2 pH-Einheiten

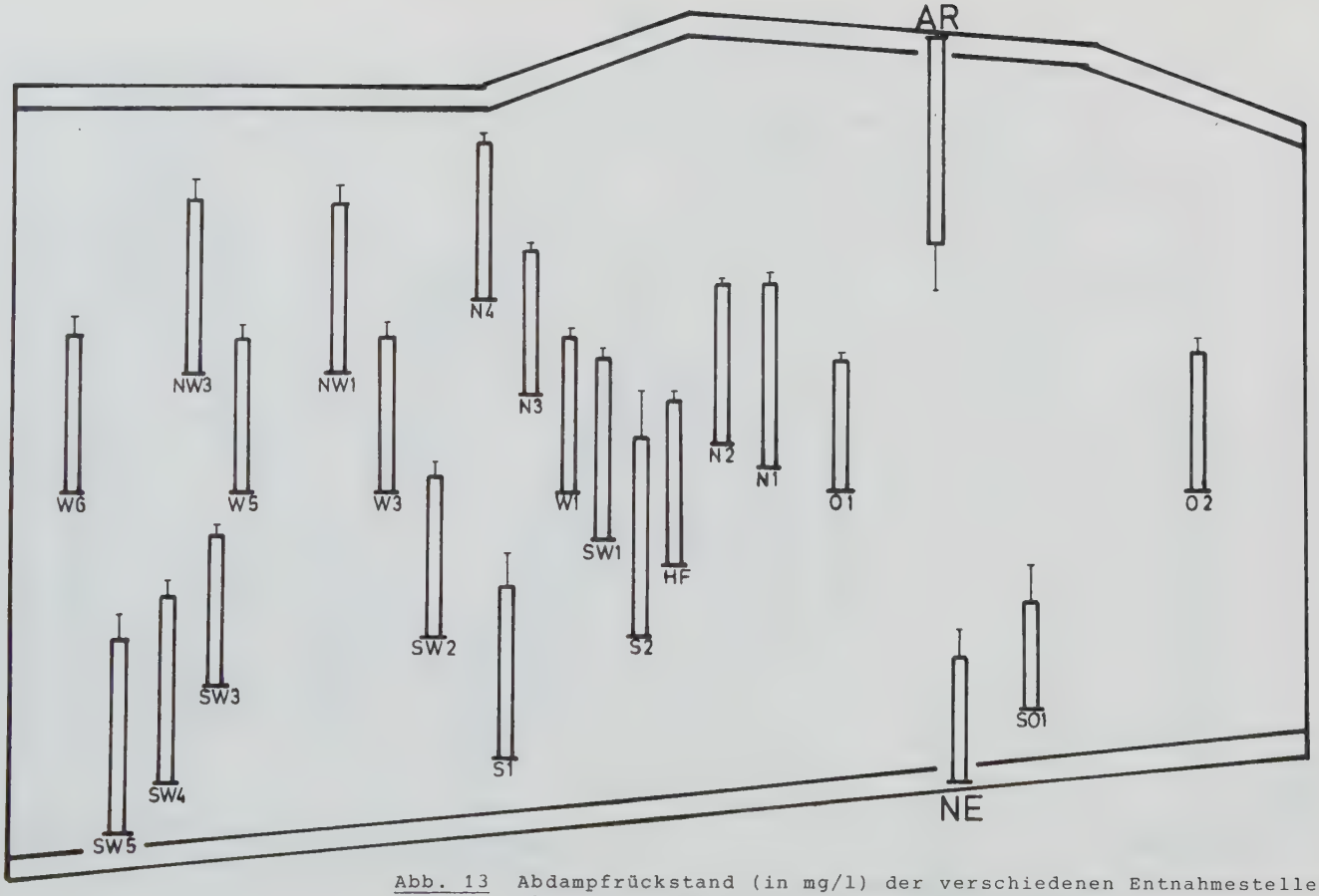


Abb. 13 Abdampfrückstand (in mg/l) der verschiedenen Entnahmestellen

□ = 200mg Abdampfrückstand/l

4.2.4. Nitrat (siehe Abb. 14)

Der Nitratgehalt der untersuchten Pegel und Oberflächengewässer differiert unterschiedlich stark, überschreitet aber nie den Grenzwert der TVO von 90 mg/l. Bei der W-Serie liegen die Nitratkonzentrationen bei allen 4 Pegeln im Bereich zwischen 31,2± 2,6 mg/l und 34,3± 5,8 mg/l. Im Vergleich zur W-Serie ist der Nitratgehalt der SW-Serie etwas niedriger; er beträgt bei allen SW-Pegeln ca. 29 mg/l. Die S- und O-Pegel weisen noch niedrigere Werte auf: zwischen 15,8± 2,6 mg/l und 17,7± 3,2 mg/l. Das Minimum an Nitrat (11,5± 0,7 mg/l) enthält Pegel SO1. Innerhalb der N-Serie ist ein Anstieg der Nitratkonzentration von N1 (28,4± 2,9 mg/l) über N2 (30,8± 1,5 mg/l) nach N3 (39,0± 2,3 mg/l) zu erkennen, während der Nitratgehalt von N4 wieder auf 32,4± 4,6 mg/l abfällt.
NW1 und NW3 enthalten mit 41,3± 3,2 mg/l bzw. 40,0± 5,3 mg/l die höchsten Nitratkonzentrationen (Maximum: 46 mg/l) der untersuchten Proben. Das Nitratminimum (= 11 mg/l) wurde bei einer Probe von O1 gemessen. Der Brunnen mit 24,2± 1,5 mg/l und die beiden Fließgewässer Arbach mit 23,7± 1,6 mg/l bzw. Neckar mit 22,0± 2,0 mg/l liegen im mittleren Bereich der ermittelten Nitratkonzentrationen.

4.2.5. Kaliumpermanganat-Verbrauch (siehe Abb. 15)

Der Kaliumpermanganat-Verbrauch der meisten Pegel-Proben liegt zwischen 2 und 4 mg/l. Die Werte von O1 und O2 zeigen mit 4,5± 0,7 mg/l bzw. 4,6± 0,9 mg/l höhere $KMnO_4$-Werte. Eine deutliche Erhöhung im Vergleich zu den anderen Pegeln weisen die neckarnahen Pegel SW5 (5,3± 1,7 mg/l), S1 (7,8± 3,5 mg/l), S2 (6,9± 3,0 mg/l), SO1 (5,0± 2,0 mg/l), sowie der Neckar (12,9± 4,4 mg/l) und Arbach (6,7± 2,0 mg/l) auf. Der Brunnen liegt mit 3,4± 1,3 mg/l im mittleren gemessenen Bereich.

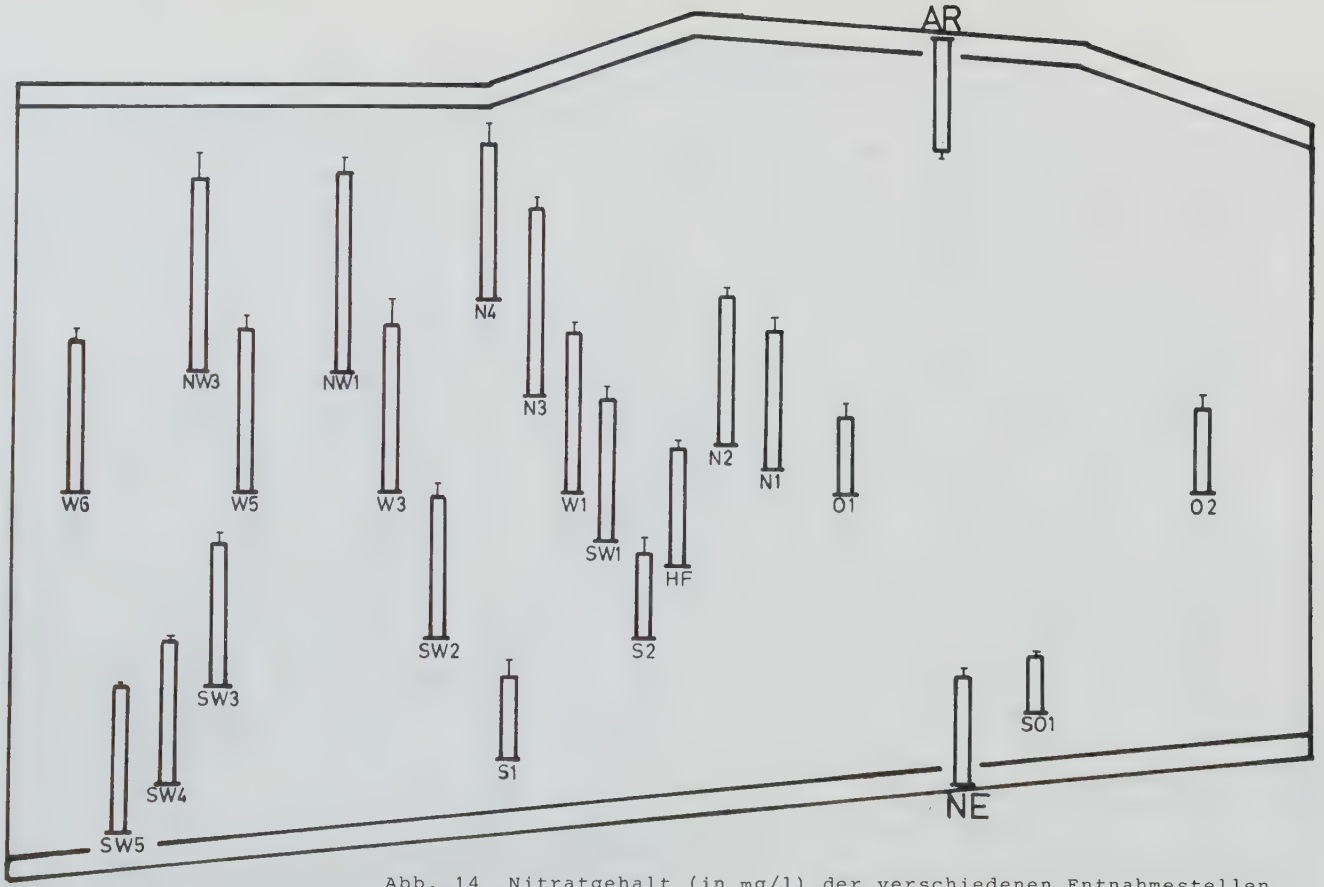


Abb. 14 Nitratgehalt (in mg/l) der verschiedenen Entnahmestellen

▯ = 10mg Nitrat/l

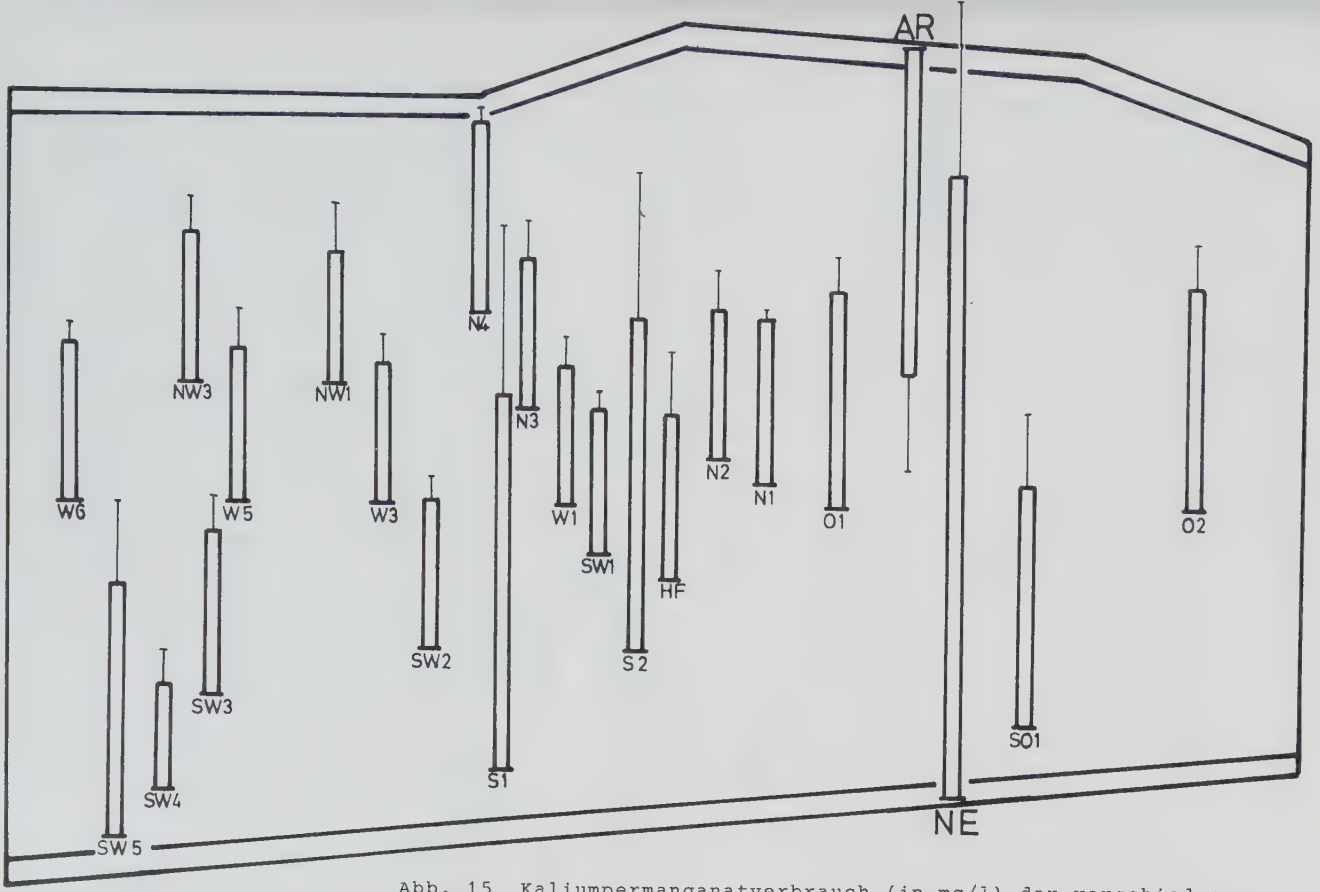


Abb. 15 Kaliumpermanganatverbrauch (in mg/l) der verschiedenen Entnahmestellen

□ = 1mg $KMnO_4$/l

4.2.6. Chlorid (siehe Abb. 16)

Die Chlorid-Werte liegen alle über 30 mg Cl^-/l. Mit 41,3± 6,6 mg/l liegt der Chloridgehalt des Arbachs niedriger als der des Neckars (56,3± 25,8 mg/l). Die Werte der W-Serie schwanken geringfügig zwischen 31,0± 0,7 mg/l und 31,7± 1,0 mg/l. NW1 und NW3 sind mit 34 mg/l gleich. Innerhalb der N-Serie bzw. SW-Serie läßt sich vom fließgewässerfernen zum fließgewässernahen Pegel eine Zunahme des Chloridgehalts erkennen: N1 (29,8± 1,3 mg/l) bis N4 (34,3± 1,7 mg/l); SW1 (30,4± 0,5 mg/l bis SW5 (31,8± 0,5 mg/l). Die neckarnahen Pegel (O1, O2, SO1, S1 und S2) weisen mit 35,0 mg/l bis 41,0 mg/l höhere Chloridwerte als die übrigen Pegel auf. Der Chloridgehalt des Filterbrunnens liegt bei 34,7± 3,8 mg/l.

4.2.7. Phosphat

Der Phosphatgehalt der untersuchten Proben liegt mit Ausnahme von einer Neckarprobe (0,3 mg/l) unter der Nachweisgrenze für Phosphat von 0,1 mg/l.

4.2.8. Sulfat (siehe Abb. 17)

Bei der Sulfat-Analyse ergibt sich eine hohe Schwankungsbreite von 117,0± 34,7 mg/l Sulfat im Neckar und 335,7± 32,9 mg/l Sulfat im Arbach. Der Grenzwert der TVO von 240 mg/l Sulfat wird außer vom Arbach nur noch von einem Pegel überschritten. Die mittleren Sulfatkonzentrationen der Pegel und des Brunnens sind zwischen diesen beiden Extremwerten verteilt. Der Brunnen enthält 197,5± 8,6 mg/l Sulfat. Der Sulfatgehalt der W-Pegel steigt nur ganz wenig von W1 mit 162,5± 6,2 mg/l nach 169,8± 4,4 mg/l an. Pegel O1 liegt mit 167,2± 13,0 mg/l auch in diesem Bereich, O2 liegt mit 177,3± 20,5 mg/l etwas höher. SW1 weist mit 230,0± 23,8 mg/l den zweithöchsten Sulfatgehalt der Grundwasserproben auf. SW2 und SW3 sinken im Vergleich zu SW1 auf 175,1± 7,8 mg/l bzw. 174,7± 5,6 mg/l ab, bei den näher am Neckar gelegenen

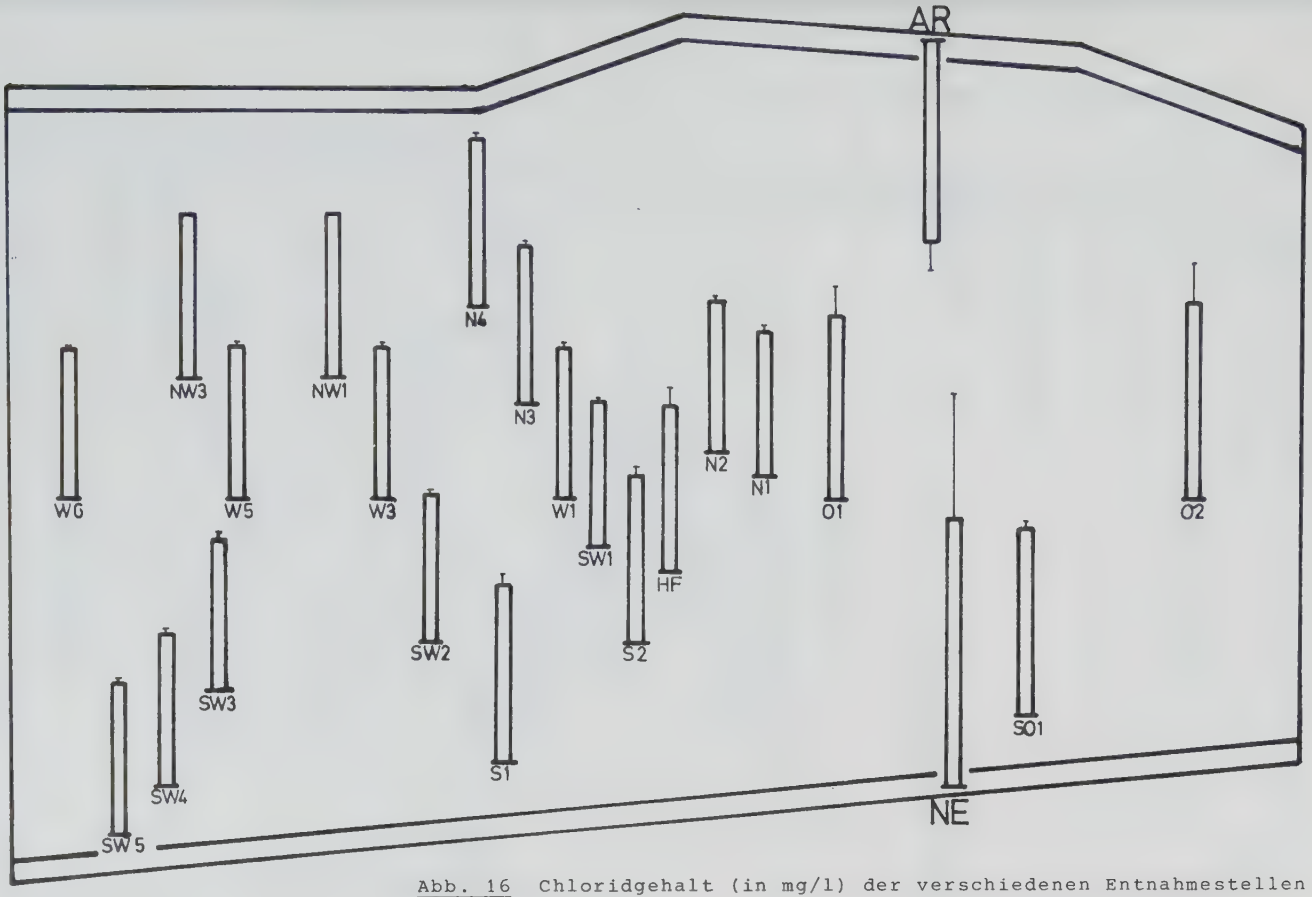


Abb. 16 Chloridgehalt (in mg/l) der verschiedenen Entnahmestellen

▯ = 10mg Chlorid/l

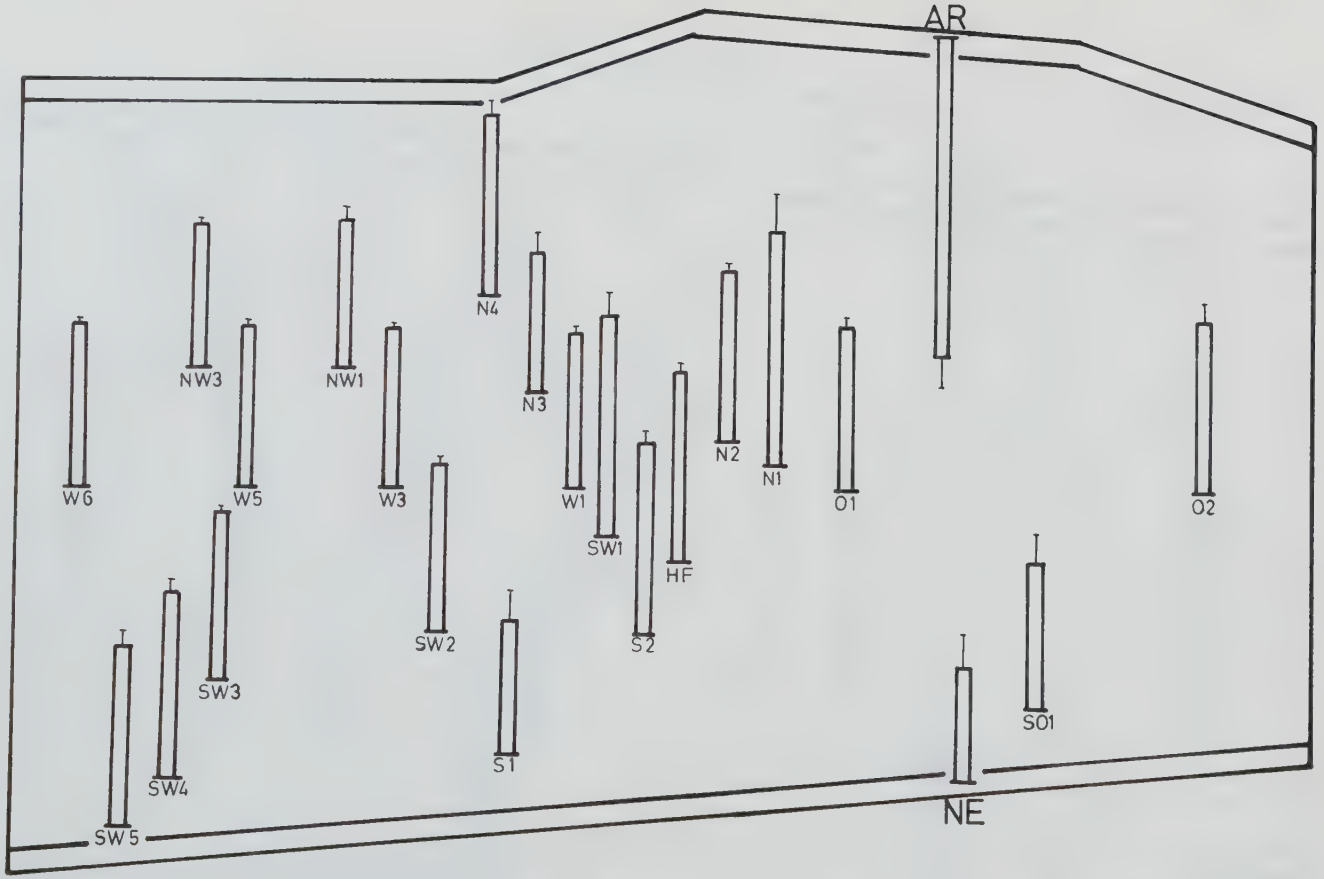


Abb. 17 Sulfatgehalt (in mg/l) der verschiedenen Entnahmestellen

▯ = 50mg Sulfat/l

Pegeln SW4 und SW5 steigt der Sulfatgehalt wieder auf 191,8± 13,4 mg/l bzw. 186,3± 15,2 mg/l. Umgekehrt sinkt vom neckarfernen S2 zum neckarnahen S1 der Wert von 197,3± 12,7 mg/l auf 137,3± 32,0 mg/l. Der höchste Sulfatgehalt (244,2± 39,2 mg/l) wurde im Pegel N1 gemessen. Bei N2 und N3 liegt der Sulfatgehalt bei 177,0± 8,8 mg/l bzw. 145,0± 21,1 mg/l und steigt bei N4 auf 189,0± 14,4 mg/l.

4.2.9. Sulfid, Eisen, Mangan

In keiner der 117 chemisch analysierten Wasserproben konnte Sulfid, Eisen oder Mangan qualitativ nachgewiesen werden.

4.2.10. Gesamthärte (siehe Abb. 18)

Auf Grund der Ergebnisse der Gesamthärte sind die Grundwasser- und Fließgewässerproben dem harten Bereich (18-30°dH) und zum Teil dem sehr harten Bereich (über 30°dH) zuzuordnen. Der Brunnen selbst liegt mit 29± 0,2°d²H im oberen gemessenen Bereich. Die höchste Gesamthärte weist der Arbach mit 39,5± 4,0°dH (Maximum: 47°dH) auf, die niedrigste der Pegel SO1 mit 21,0 ± 0,4°dH. Die mittlere Gesamthärte des Neckars liegt bei 21,4± 2,9°dH (Minimum: 16,2°dH). Den gleichen Härtegrad zeigt Pegel S1 (21± 0,3°dH). S2 liegt mit 27,6± 1,8°dH um einige Grade höher. Einen niedrigen Härtegrad erreichen die Pegel O1 (24,3± 1,3°dH und O2 (24,9± 1,6°dH). Bei den SW-Pegeln ist eine deutliche Abnahme der Härte vom neckarfernen SW1 (33,5± 2,0°dH) zum neckarnahen SW5 (28,9± 1,4°dH) zu erkennen. Die Pegel der W-Serie differieren nur geringfügig im Bereich von 29,4± 2,6°dH bei W6 und 31,0± 1,4°dH bei W1. Die N- und NW-Pegel erreichen mit Ausnahme von NW3 (28,9± 1,7°dH) Härtewerte über 30°dH, wobei N1 (35,3± 1,8°dH unter sämtlichen Pegeln das härteste Wasser aufweist.

4.2.11. Carbonathärte (siehe Abb. 18)

Die Carbonathärte korreliert ziemlich gut mit der Gesamthärte, d.h. bei den Pegeln mit hoher Gesamthärte liegt eine hohe Carbonathärte vor und umgekehrt bei niedriger Gesamthärte eine niedrige Carbonathärte. Der Arbach stellt hier allerdings eine Ausnahme dar. Seine Carbonathärte liegt trotz hoher Gesamthärte im mittleren Bereich. Außerdem ist die Differenz zwischen den jeweiligen Pegeln innerhalb einer Serie nicht so stark ausgeprägt wie bei der Gesamthärte.

4.2.12. Nichtcarbonathärte (siehe Abb. 18)

Wie zu erwarten, zeigt sich bei der Nichtcarbonathärte die Abhängigkeit vom Sulfatgehalt. Der Neckar und die neckarnahen Pegel S1 und SO1 haben niedrige Sulfatgehalte und auch niedrige Nichtcarbonathärten (zwischen 5,7± 0,9°dH und 7,9± 1,5°dH). S2 zeigt aber diese Abhängigkeit nicht: Die Nichtcarbonathärte ist zwar auch niedriger (7,4± 1,8°dH), aber der Sulfatgehalt hoch. Pegel mit hohen Sulfatgehalten, z.B. SW1, N1 und N4, liegen auch in der Nichtcarbonathärte hoch. Die höchste Nichtcarbonathärte wird mit 22,1± 1,9°dH vom Arbach erreicht. Das Brunnenwasser liegt mit 12,4± 0,4°dH im mittleren Bereich. Bei der SW-Serie fallen die Werte der Nichtcarbonathärte von SW1 (14,9± 2,1°dH) nach SW5 (10,1± 1,8°dH) ab, desgleichen von N1 (16,3±2,0°dH nach N3 (10,0± 0,4°dH), steigen dann bei N4 wieder auf 13,6± 0,3°dH an. Die Pegel der W-Serie weisen außer bei W6 (10,2± 3,0°dH) alle Werte zwischen 11 und 12°dH auf. O1, O2 und NW1 haben etwa die gleiche Nichtcarbonathärte wie SW5 zwischen 10 und 11°dH. NW3 liegt mit 8,9± 1,7dH etwas niedriger.

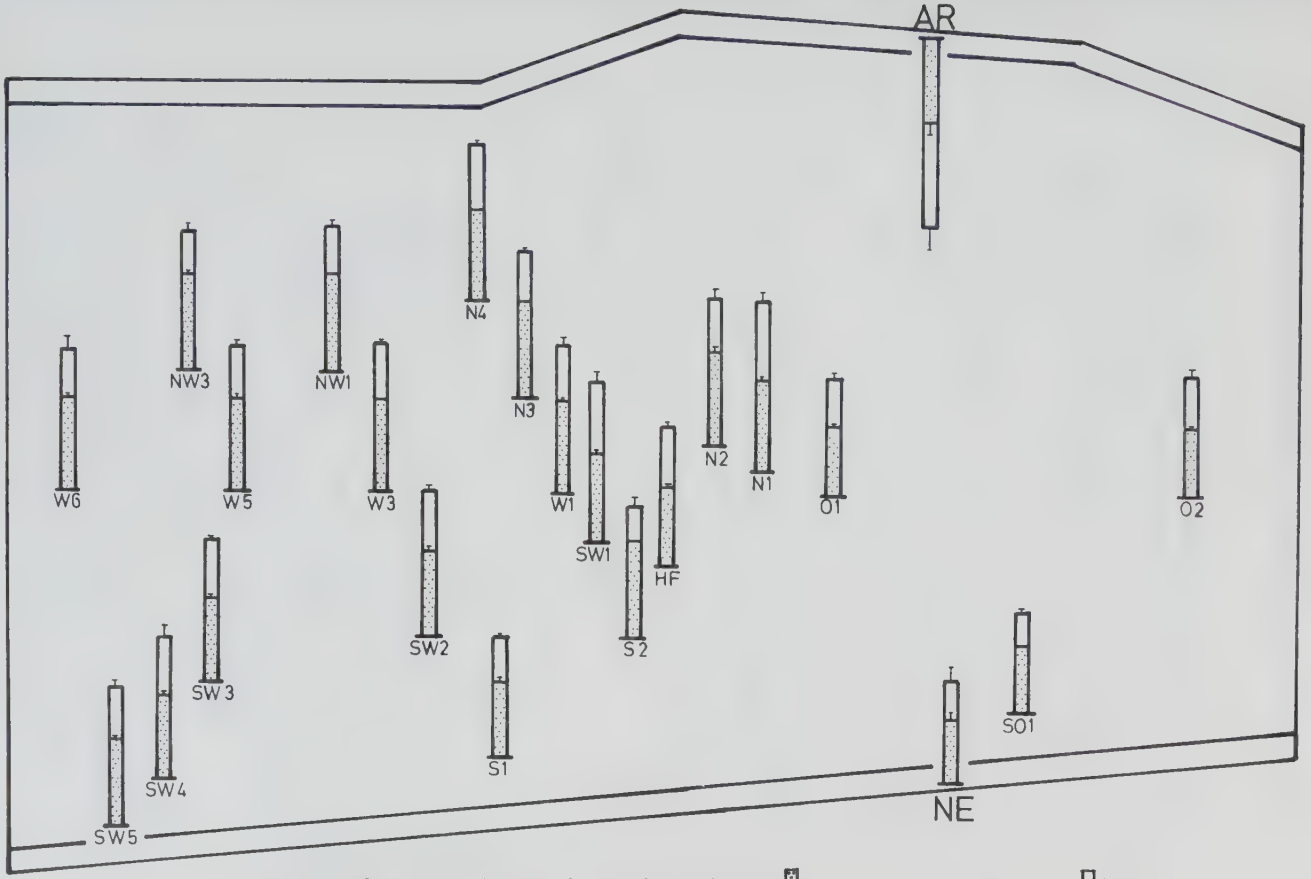


Abb. 18 Gesamthärte (= Carbonathärte ▩ + Nichtcarbonathärte □) der verschiedenen Entnahmestellen

□ = 10°dH (=deutsche Härte)

4.3. Ergebnisse der Untersuchung auf Schwermetalle

Die Wasserproben, die am 17.12.1980 entnommen wurden, wurden nicht nur hygienisch-chemisch, sondern zusätzlich auf ihren Schwermetallgehalt hin untersucht. Dabei liegen die Grundwasser-, Brunnen- und Oberflächengewässerproben in ihrem Gehalt weit unter den entsprechenden Grenzwerten (s. Tabelle5a).
Aufgrund dieser Ergebnisse bei der Schwermetalluntersuchung der Analysenreihe vom 17.12.1980 wurde bei der weiteren Untersuchung auf den Schwermetallnachweis verzichtet.

Tab. 5a : Schwermetallgehalt der Wasserproben vom 17.12.1980 und Grenzwerte nach der TVO

Substanz	Grenzwert (mg/l)	Schwermetallgehalt der Wasserproben (mg/l)
Arsen	0,04	< 0,01
Blei	0,04	< 0,01
Cadmium	0,006	< 0,001
Chrom	0,05	< 0,01
Quecksilber	0,004	< 0,001
Selen	0,008	< 0,001
Zink	2,0	< 0,01

4.4. Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchung

Die Trinkwasserverordnung (TVO) schreibt das Verfahren für die mikrobiologische Untersuchung der Wasserqualität vor. So soll nach §10 bei desinfiziertem Wasser eine Probe je 15 000 m^3 abgegebenen Wassers, bei nicht desinfiziertem Wasser eine Probe je 30 000 m^3 abgegebenen Wassers mikrobiologisch untersucht werden. Diese Untersuchung dient der Feststellung, ob

1. in 100 ml Wasser keine coliformen Keime enthalten sind und
2. ob die Koloniezahl (=Gesamtkeimzahl) den Richtwert von 100 ml nicht überschreitet.

Zusätzlich zu den oben genannten Bestimmungen wurden bei den mikrobiologischen Untersuchungen dieser Arbeit die Wasserproben auf Fäkalstreptokokken, Pseudomonaden und Aeromonaden untersucht.
Insgesamt wurden 405 Wasserproben mikrobiologisch untersucht. Davon waren in 192 Proben (= 47,4%) mindestens eine der untersuchten Bakterienarten nachzuweisen.

4.4.1. Auswertung der Koloniezahlbestimmung

Die Ergebnisse sind in Tabelle 3 im Anhang zusammengefaßt. Die Abbildungen 19 bis 23 zeigen den zeitlichen Verlauf der Koloniezahl/ml der einzelnen Pegel, der beiden Fließgewässer und des Horizontalfilterbrunnens während des Untersuchungszeitraums (Oktober 1980 - Juni 1981). Die Kurven sind halblogarithmisch dargestellt. Am oberen Rand der graphischen Darstellungen sind die Niederschlagsmengen aufgetragen (s. auch Tabelle 5). Die Werte liegen als Dekadensummen vor und sind auch so in der Abbildung eingetragen.
Die beiden Oberflächengewässer Neckar und Arbach erreichen erwartungsgemäß sehr hohe Koloniezahlen, die Werte des Neckars schwanken zwischen 1 500 und 36 400 Kolonien/ml, die Werte des Arbachs zwischen 1 500 und 23 000 Kolonien/ml.

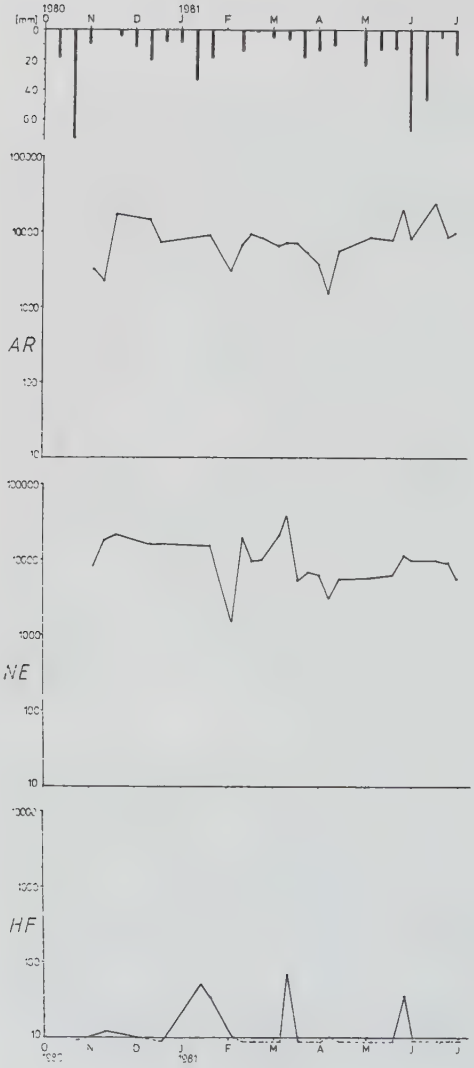


Abb. 19

Zeitlicher Verlauf der Koloniezahl/ml des Horizontalfilterbrunnens, des Neckars und des Arbachs während des Untersuchungszeitraumes.

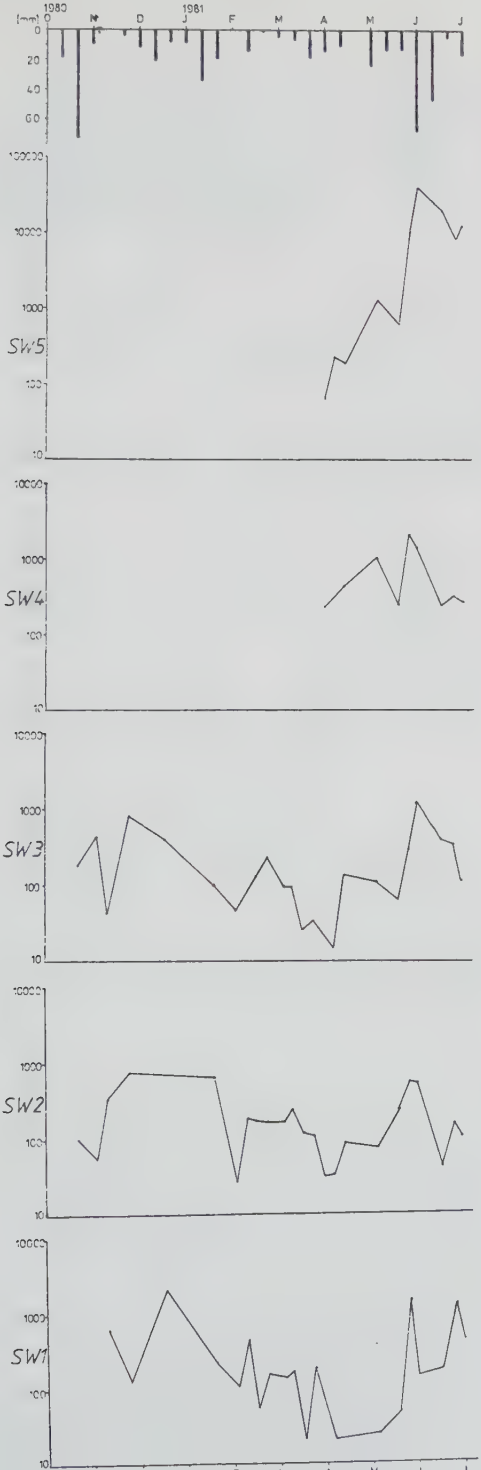


Abb. 20

Zeitlicher Verlauf der Koloniezahl/ml der SW-Pegel während des Untersuchungszeitraumes

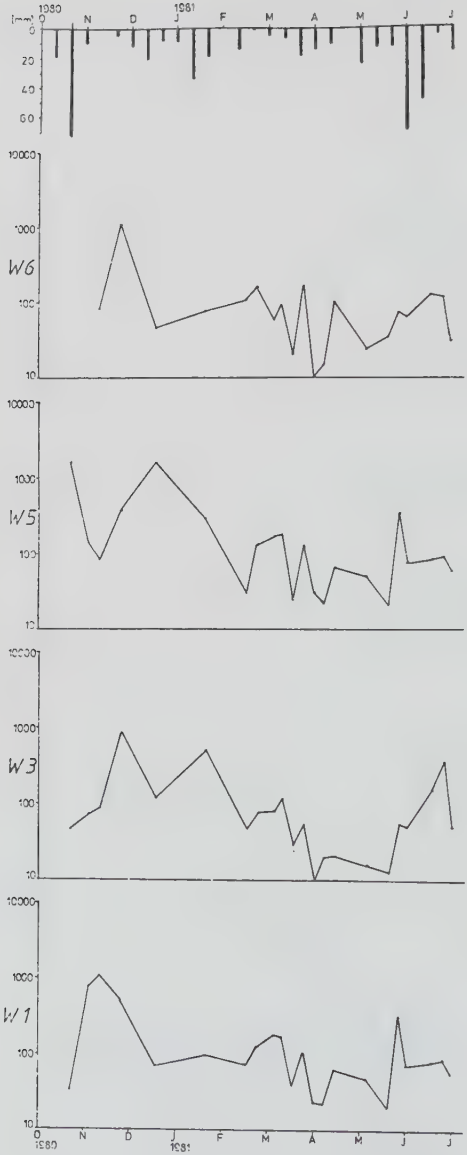


Abb. 21

Zeitlicher Verlauf der Koloniezahl/ml der W-Pegel während des Untersuchungszeitraumes.

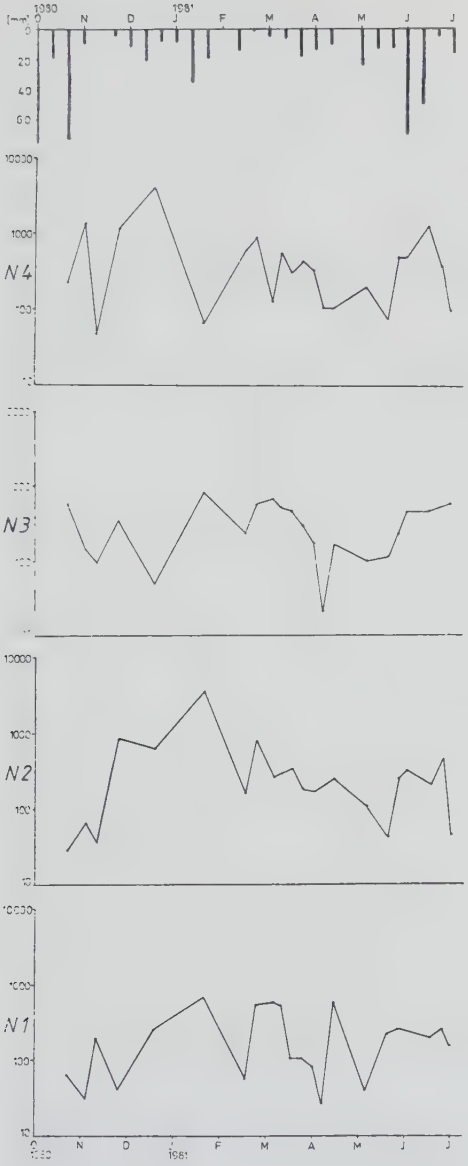
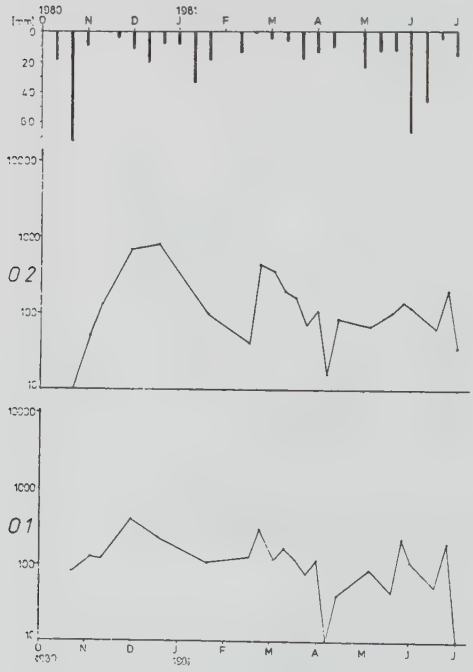


Abb. 22

Zeitlicher Verlauf der Koloniezahl/ml der N-Pegel während des Untersuchungszeitraumes.

Abb. 23

Zeitlicher Verlauf der Koloniezahl/ml der O-Pegel während des Untersuchungszeitraumes.



Beide Kurvenverläufe haben im November 1980 einen Anstieg und erreichen ein Maximum im letzten Novemberdrittel. Die Koloniezahl bleibt bis Mitte Januar 1981 hoch und fällt dann bei beiden Gewässern Anfang Februar stark ab. In den nächsten beiden Monaten steigt die Verkeimung beim Neckar stärker als beim Arbach an, unterliegt größeren Schwankungen und sinkt nach Erreichung des Maximums mit 36 400 Kolonien/ml am 09.03.1981 wieder ab. Im Frühsommer zeigen Neckar und Arbach wieder eine Zunahme der Keimzahl, wobei auffällt, daß der Arbach in diesem Zeitraum höhere Keimzahlen aufweist. Beim Vergleich der beiden Fließgewässer ist der Neckar insgesamt stärker verkeimt als der Arbach.

Bei der neckarnahen SW-Pegelreihe erkennt man im Kurvenverlauf eine Ähnlichkeit zum Verlauf der Neckarkurve. Während in SW3 und SW2 bereits im November1980 die Verkeimung ansteigt und ein Maximum mit 800 Kolonien/ml erreicht, ist dies in SW1 mit einer Verzögerung erst Mitte Dezember der Fall, wie es auch von der Entfernung zum Neckar zu erwarten ist. Die Koloniezahl fällt in SW1 und SW3 bis Anfang Februar stark ab, in SW2 verläuft sie wie im Neckar bis Mitte Januar plateauartig und fällt dann auf ihren Tiefpunkt ab. Im Februar und März zeigt sich wieder eine zunehmende Verkeimung, wobei das Maximum bei den drei Pegeln je nach Entfernung vom Neckar später erreicht wird, was bei SW1 aufgrund der größeren Schwankung in dieser Zeit nicht so deutlich sichtbar wird. Anschließend fallen die Kurven bis Anfang April auf Werte zwischen 15 und 50 Kolonien/ml und steigen dann, von geringen Schwankungen abgesehen, bis Ende Mai an. Ab April sind auch die Kurvenverläufe der Pegel SW4 und SW5 aufgezeichnet; sie standen erst ab diesem Zeitpunkt zur Probenentnahme zur Verfügung. Sie erreichen bereits Anfang Mai ein Maximum, sinken dann wieder ab und zeigen im letzten Maidrittel hohe Koloniezahlen.

Dies trifft vor allem bei SW5 zu. Ob die sehr starke Verkeimung Ende Mai und im Juni (Maximum am 01.06.1981: 41 500 Kolonien/ml) durch uferfiltriertes Neckarwasser entstanden ist, muß angezweifelt werden, da die Keimzunahme in SW5 zeitlich mit dem Färbeversuch (Beginn: 20.05.1981) zusammenfällt. Bei diesem wurde die Uranin-Lösung in den Pegel SW5 eingebracht, so daß die oben beschriebene Koloniezahl-Steigerung auch eine von außen eingebrachte Verschmutzung sein könnte. Auffällig ist bei SW4 und SW 5 eine höhere Verkeimung als bei den übrigen SW-Pegeln, die bereits in dem Zeitraum erkennbar ist, als der Färbeversuch noch nicht lief. Im Juni zeigt sich bei allen SW-Pegeln eine Keimzahlabnahme, die bei SW1 erst gegen Ende Juni, bei den übrigen bereits früher einsetzt.
Über die ebenfalls erst später ins Grundwasser eingebrachten neckarnahen Pegel S1, S2 und SO1 können aufgrund der geringen Probenzahl keine exakten Aussagen über einen durch den Neckar beeinflußten Verlauf der Koloniezahl gemacht werden. Allerdings erkennt man bei dem näher am Neckar gelegenen Pegel S1 eine höhere Verkeimung als beim Pegel S2. Der Koloniezahlverlauf von SO1 zeigt Mitte Juni ein Maximum von 980 Kolonien/ml und sinkt dann wieder.

Die beiden O-Pegel zeigen in der Koloniezahl einen ähnlichen Kurvenverlauf. Die absoluten Werte steigen nicht über 800 Kolonien/ml und liegen bei dem Pegel O2 meistens etwas höher als bei O1, was eventuell mit der geringeren Entfernung zum Neckar erklärt werden kann.

Die Koloniezahlen der W-Pegel verlaufen mit mehreren Gipfeln, von geringen Schwankungen abgesehen, fast parallel. Sie steigen im November an; das Maximum wird am frühesten bei W1 erreicht; bis Mitte Dezember sinkt mit Ausnahme von W5 die Verkeimung. Die hohe Koloniezahl (1600 Kolonien/ml) von W5 am 17.12.1980 ist wahrscheinlich als Verunreinigung zu betrachten. Man muß daher annehmen, daß die Kurve von W5 zu diesem Zeitpunkt vermutlich einen

Tiefpunkt hat. Ähnlich wie beim Neckar schwankt die Verkeimung zwischen Februar und März stärker, allerdings ist beim Neckar im Mai kein Tiefpunkt vorhanden. Im Frühsommer nimmt die Verkeimung mit Werten bis zu 380 Kolonien/ml nochmals deutlich zu.

Bei der N-Pegelreihe zeigen sich im Vergleich zu den anderen Reihen innerhalb der Reihe teilweise stärkere Unterschiede im Koloniezahlverlauf. Die Verkeimung in den Pegeln N1 bis N4 zeigt im November einen Anstieg auf über 1000 Kolonien/ml, wobei dieser bei N4 bereits Anfang November, bei N1 in der Mitte, bei N2 und N3 erst gegen Ende November auftritt. Nach einem Koloniezahlabfall tritt das Maximum der Kurve (4100 Kolonien/ml) bei N4 im Dezember 1980, bei N1 bis N3 erst Mitte Januar auf. Anschließend zeigt sich wieder ein steiler Abfall mit der bereits beschriebenen zeitlichen Verzögerung von ca. 4 Wochen zwischen N4 und den übrigen Pegeln. Im Februar/März steigt die Koloniezahl auf 500-800 Kolonien/ml, fällt im Frühjahr nochmals ab und nimmt ab dem letzten Maidrittel wieder zu. Die Abnahme der Verkeimung bei Pegel N4 ab Mitte Juni ist bei N3 nicht und bei N2 erst Ende Juni zu erkennen. N1 zeigt ab April einen von den anderen N-Pegeln zeitlich abweichenden Verlauf. Nach einem Maximum Mitte April (600 Kolonien/ml) sinkt die Koloniezahl Anfang Mai ab, steigt aber dann kontinuierlich im Mai an und bleibt bis Ende Juni fast auf dem gleichen Niveau von ca. 250 Kolonien/ml.

Die Pegel NW1 und NW3 gehören zu den erst später für Entnahmen zur Verfügung stehenden Pegeln, so daß auch bei diesen die Ergebnisse aufgrund der geringen Probenzahl mit Einschränkungen zu betrachten sind. Bei diesen Pegeln zeigt die Koloniezahl, wie bei den N-Pegeln, im Juni 1981 ein Maximum, wobei der Anstieg bei NW1 deutlich erkennbar ist. Die Verkeimung nimmt bei NW3 bereits Anfang Juni, bei NW1 Mitte Juni ab; allerdings ist sie insgesamt etwas höher als bei den Pegeln N1 bis N3, was aufgrund der Entfernung zum Arbach zu erwarten ist, falls eine Beeinflussung durch Bachversickerung vorliegen sollte.

Der Horizontalfilterbrunnen selbst zeigt im Vergleich zu den Grundwasserpegeln eine sehr geringe Verkeimung, die im Bereich zwischen 0 und 70 Kolonien/ml liegt. Die Kurve verläuft außer den drei Maxima im Januar, März und Ende Mai 1981 nur unterhalb von 10 Kolonien/ml.

4.4.2. Ergebnisse der Untersuchung auf E. coli und coliforme Keime

Nach der TVO wurden die Wasserproben zwischen Oktober 1980 und Juni 1981 in ein- bis dreiwöchigen Abständen auf Verunreinigung durch Escherichia coli oder coliforme Keime untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6 und den Abbildungen 24 und 25 zusammengefaßt.
Von 405 untersuchten Proben waren in 85 Proben (=21%) E. coli oder coliforme Keime nachzuweisen. Allerdings sind in diesen 85 Proben die beiden Oberflächengewässer Arbach und Neckar mit je 24 Proben repräsentiert. Das bedeutet, daß 11,9% der positiven Proben aus den Oberflächengewässern stammen und der Rest (=9,1%) sich mit unterschiedlicher Häufigkeit auf die Grundwasserpegel und den Filterbrunnen verteilt. Die Häufigkeit positiver E. coli- und Coliformen-Befunde in den verschiedenen Probeentnahmestellen ist in Tabelle 6 dargestellt.
Daß die Anzahl der untersuchten Wasserproben aus den verschiedenen Entnahmestellen differiert, hat seinen Grund darin, daß verschiedene Pegel erst später für die Probeentnahme zur Verfügung standen (s.2.2.). In Abbildung 24 sind die positiven Proben als Prozentsäulen im Verhältnis zur Gesamtzahl der von jeder Entnahmestelle untersuchten Proben aufgezeichnet. Die Abbildung zeigt ein topographisches Schema mit den Pegeln, dem Horizontalfilterbrunnen und den beiden Oberflächengewässern. Die beiden Oberflächengewässer Neckar und Arbach waren in 100% der Proben E. coli- und Coliformepositiv. Beim Vergleich der Grundwasserpegel zeigen die neckarnahen Pegel öfters eine Verunreinigung mit E. coli und coliformen Keimen als die arbachnahen und in der Mitte zwischen beiden Oberflächengewässern gelegenen Pegeln.

Tabelle 6: Häufigkeit positiver E. coli und Coliformen-Befunde in den verschiedenen Probeentnahmestellen

Probeentnahmestelle		NE	SW5	SW4	SW3	SW2	SW1	S1	S2	SO1	HF	O1	O2	W1	W3	W5	W6	N1	N2	N3	N4	NW1	NW3	AR
Anzahl der Wasserproben		24	10	10	24	24	22	5	5	5	24	22	22	22	22	22	20	22	22	22	22	5	5	24
Positive E.coli-absolut		24	3	2	3	5	1	2	1	2	2	1	1	1	--	2	1	2	1	1	1	2	3	24
und Coliforme-	%	100	30	20	12,5	20,8	4,5	40	20	40	8,3	4,5	4,5	4,5	0	9,1	5	9,1	4,5	4,5	4,5	40	60	100
Proben																								

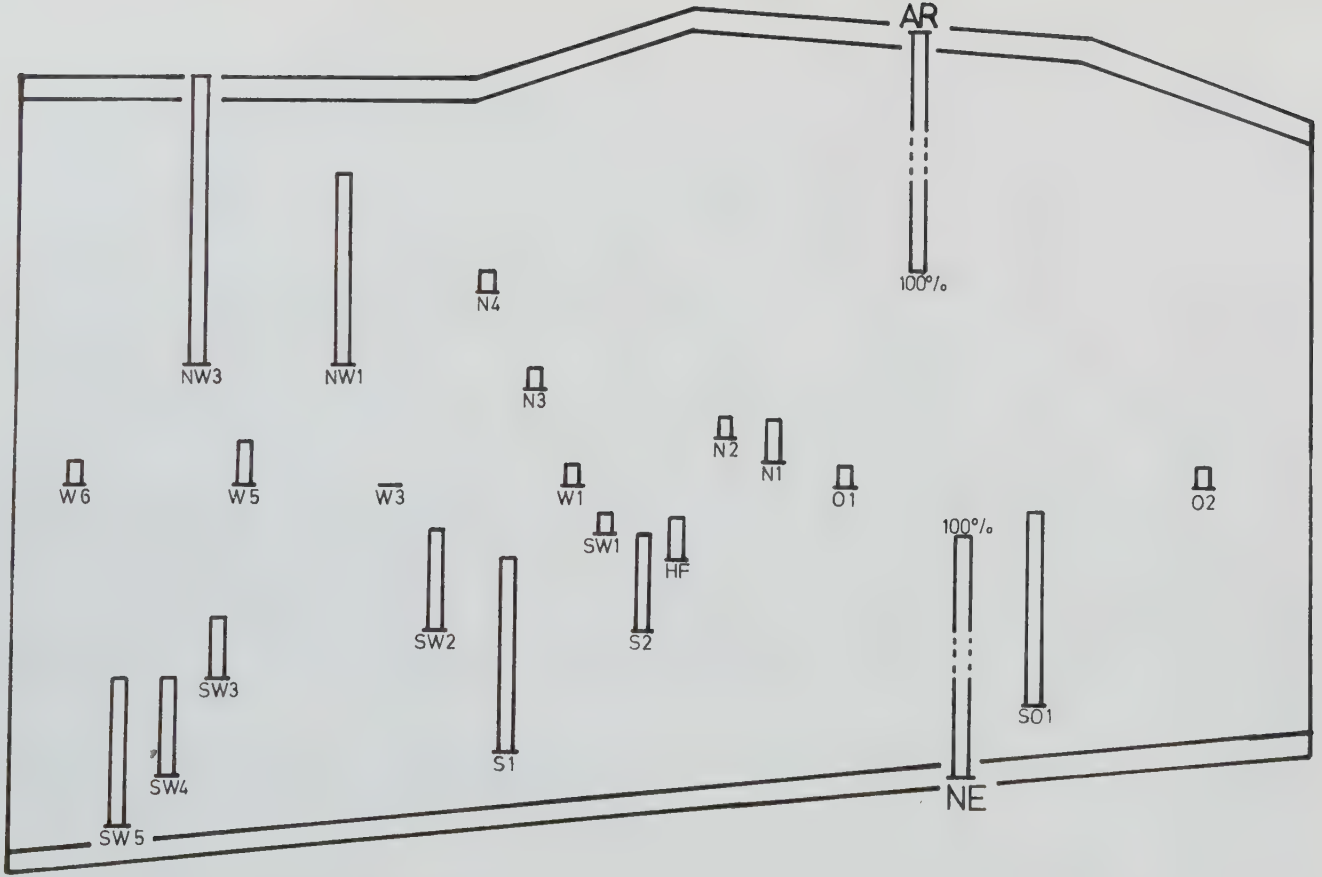


Abb. 24 Positive E.coli- und Coliformen-Proben in Prozent der Gesamtzahl der untersuchten Proben der verschiedenen Entnahmestellen

= 10%

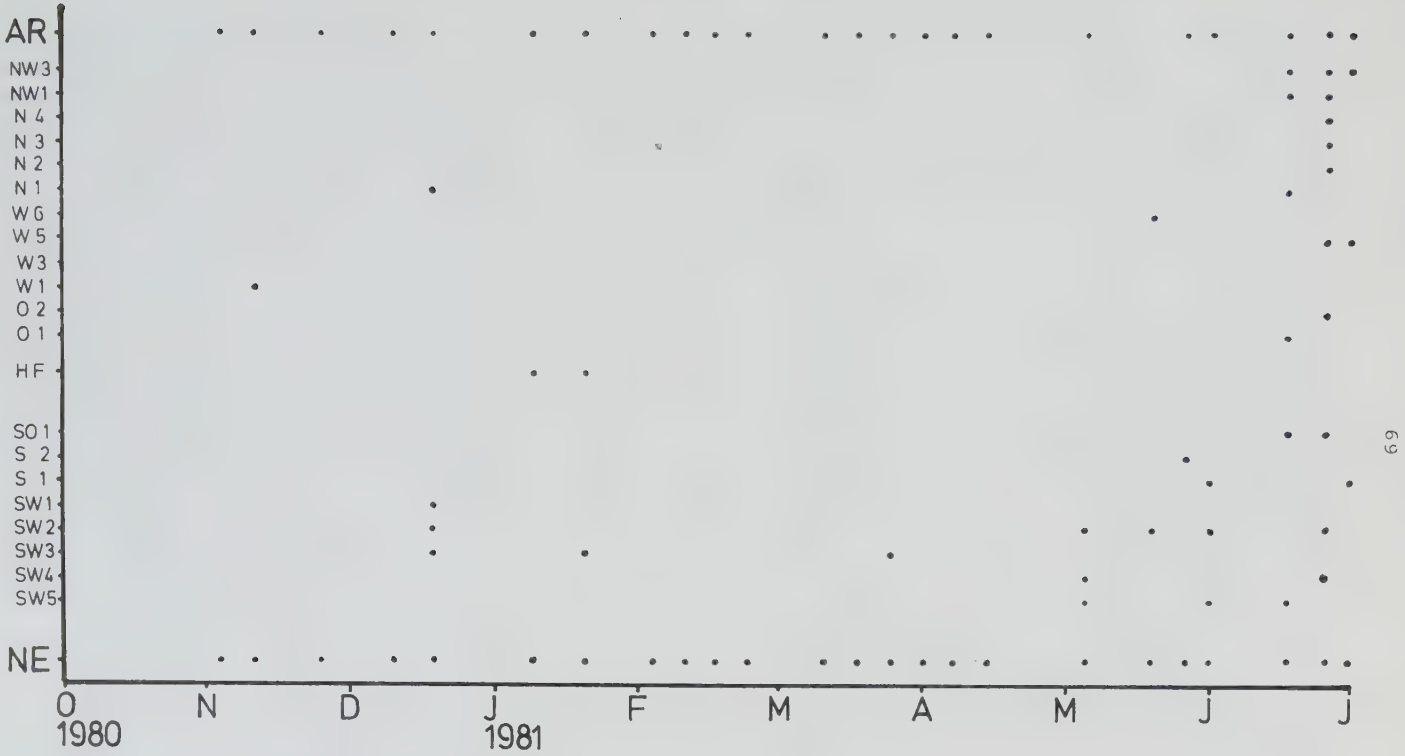


Abb. 25 Zeitliche Verteilung positiver E.coli- und Coliformen-Proben der verschiedenen Entnahmestellen
●= positiver Bakterienbefund

Die Pegel NW1 und NW3 stellen mit 40 bzw. 60% positiver E. coli- und Coliformen-Befunde allerdings eine Ausnahme dar unter den arbachnahen Pegeln. Durch die geringe Anzahl untersuchter Wasserproben kann bei diesen beiden Pegeln keine eindeutige Aussage gemacht werden, ob die Coli-Verunreinigung durch Versickerung von verschmutzem Arbachwasser ins Grundwasser oder durch exogene Keimzufuhr entstanden ist. Bei den N-, W- und O-Pegelreihen waren jeweils nur eine oder zwei Proben coli-positiv, so daß die prozentuale Häufigkeit unter 10% liegt. N1 und W5 liegen mit 9,1% doppelt so hoch wie die übrigen Pegel dieser Reihen. Bei den Pegeln, die durch eine Neckarinfiltration beeinflußt werden können, steigt die Häufigkeit der Coli-Verunreinigung mit abnehmender Entfernung der Pegel vom Neckar stark an. Diese Zunahme ist bei der SW-Serie deutlich zu erkennen. Während SW1 mit 4,5% noch in der Größenordnung der meisten N-, W- und O-Pegel liegt, sind bei SW2 schon 20,8% der untersuchten Proben coli-positiv. Bei SW3 sinkt die Häufigkeit (12,5%) wieder etwas ab und steigt dann über SW4 mit 20% nach SW5 auf 30%. Die gleiche Tendenz zeigt sich beim Vergleich der Pegel S1 und S2. Der neckarnäher gelegene S1 weist mit 40% coli-positiver Befunde eine doppelt so hohe Häufigkeit auf als S2. Die gleichhohe Coli-Häufigkeit wie S1 erreicht der auch sehr neckarnah gelegene Pegel SO1. In den Proben des Horizontalfilterbrunnens konnten während des ganzen Untersuchungszeitraums nur in 2 Proben (=8,3%) E. coli und coliforme Keime nachgewiesen werden. Dies war im Januar 1981 der Fall.

In Abbildung 25 ist die zeitliche Verteilung der positiven Coli-Befunde der einzelnen Entnahmestellen dargestellt. Jeder Punkt entspricht einem positiven Coli-Befund in der untersuchten Probe. In den Wintermonaten Dezember 1980 und Januar 1981 enthielten nur die SW-, der N1-Pegel und der Brunnen selbst E. coli und coliforme Bakterien. Der positive Coli-Nachweis in W1 am 10.11.1980 stellt wahrscheinlich eine von außen in diese Probe eingebrachte Verunreinigung dar, die bei der Probenentnahme oder im Labor

entstanden ist. Zwischen Februar und Mai 1981 zeigen die Grundwasserproben mit einer Ausnahme (Pegel SW3 am 23.03.81) keine Coli-Verunreinigung. Ab Anfang Mai nimmt die Verkeimung des Grundwassers vor allem im neckarnahen Bereich (mit Ausnahme von SW3) zu und setzt sich bis zum Ende der Untersuchung im Juni 1981 fort. Im Juni sind neben den neckarnahen Pegeln auch Proben aus den W5-, O1-, O2- und den arbachnahen N- und NW-Pegeln coli-positiv. Die beiden positiven Befunde des Filterbrunnens wurden im Januar 1981 gefunden.

4.4.3. Ergebnisse der Untersuchung auf Fäkalstreptokokken

Die Wasserproben wurden erst ab Mitte Februar 1981 auf Fäkalstreptokokken-Verunreinigung untersucht. Deshalb ist die Anzahl der Wasserproben zum Teil geringer als bei den von Anfang an durchgeführten Coli-Untersuchungen. Außerdem wurden bei den Proben im März nur die Entnahmeserien vom 04.03.1981 und vom 23.03.1981 auf Fäkalstreptokokken untersucht.

Die Häufigkeit positiver Fäkalstreprokokken-Befunde ist aus Tabelle 7 und Abbildung 26 ersichtlich. Bei der Untersuchung wurde eine Differenzierung der Fäkalstreptokokken in folgende Gruppen vorgenommen:
Gruppe 1 mit den Enterokokken im engeren Sinn (Streptococcus faecalis, Streptococcus faecium, Streptococcus durans), die einen Hinweis auf Verunreinigung mit menschlichen Fäkalien geben, und die Gruppe 2 (Streptococcus bovis, Streptococcus equinus) mit Hinweis auf tierische Fäkalien. Von 257 untersuchten Proben waren 79 (=30,7%) Fäkalstreptokokken-positiv, wobei 11,7% auf die beiden Fließgewässer und 19% auf die Grundwasserpegel entfallen. In den Proben des Horizontalfilterbrunnens konnten keine Fäkalstreptokokken nachgewiesen werden. Vergleicht man die Häufigkeit von Fäkalstreptokokken in den verschiedenen Pegeln, so ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei den Coli-Befunden. Mit Ausnahme von NW1 und NW3 liegt die Häufigkeit bei den neckarentfernten Pegeln zwischen 7,7% und 23,1%, wobei bei

Tabelle 7: Häufigkeit positiver Fäkalstreptokokken-Befunde in den verschiedenen Probeentnahmestellen
(1=Gruppe der Enterokokken:S.faecalis, S.faecium. S.durans, 2=Gruppe mit S.bovis, S.equinus)

Probeentnahmestelle	NE	SW5	SW4	SW3	SW2	SW1	S1	S2	SO1	HF	O1	O2	W1	W3	W5	W6	N1	N2	N3	N4	NW1	NW3	AR
Anzahl der Wasserproben	15	10	10	13	13	13	5	5	5	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	5	4	15
Positive absolut(1)	15	3	2	1	4	1	3	-	1	-	2	1	1	-	1	-	2	-	-	1	2	1	15
Fäkalstrepto-absolut(2)	(15)	2	1	2	3	3	1	1	1	-	1	-	-	1	1	1	-	1	2	-	1	1	(15)
kokken-Proben %(1+2)	100	50	30	23,1	53,8	30,8	80	20	40	-	23,1	7,7	7,7	7,7	15,4	7,7	15,4	7,7	15,4	7.7	60	40	100

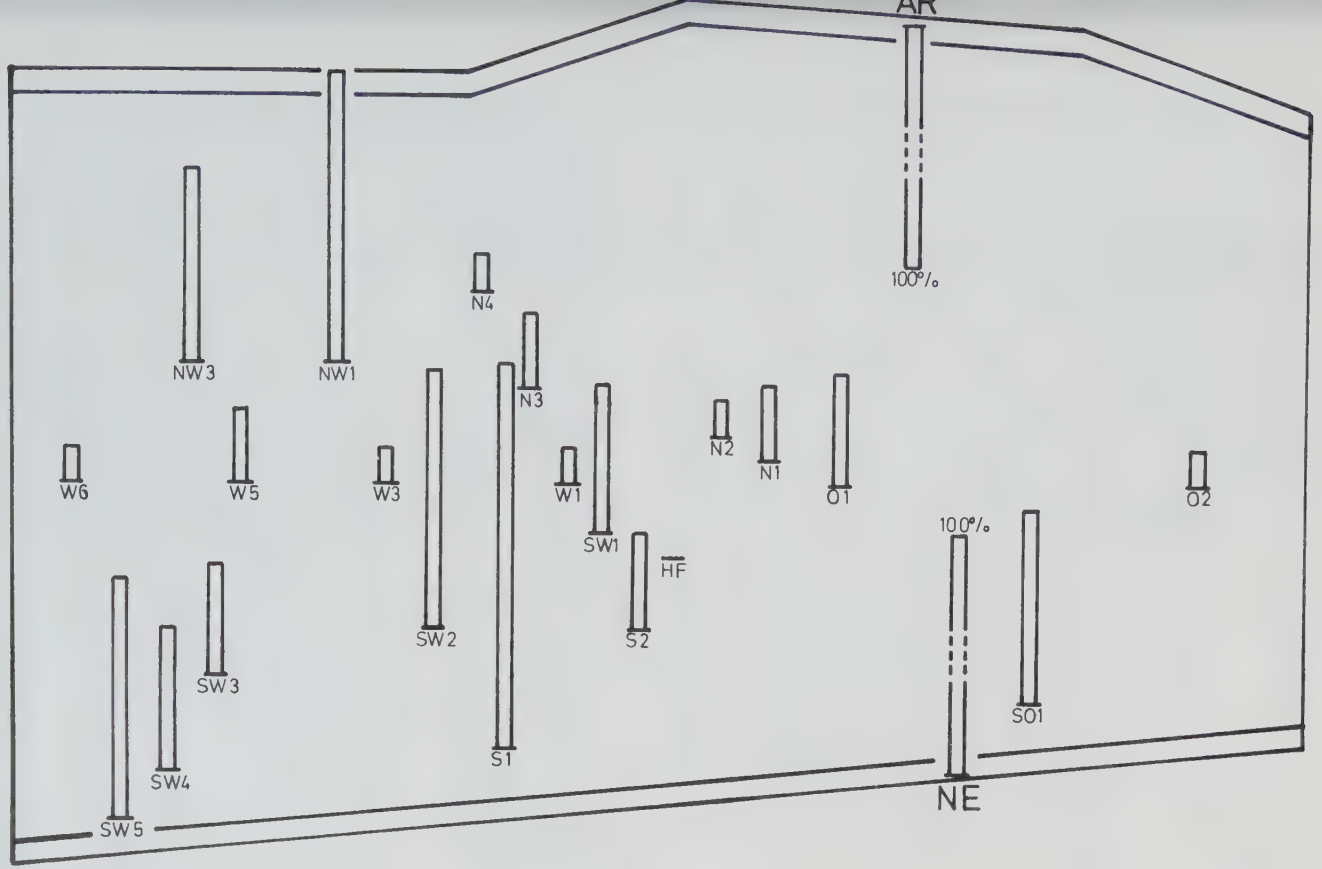


Abb. 26 Positive Fäkalstreptokokken-Proben in Prozent der Gesamtzahl der untersuchten Proben der verschiedenen Entnahmestellen

▯ = 10%

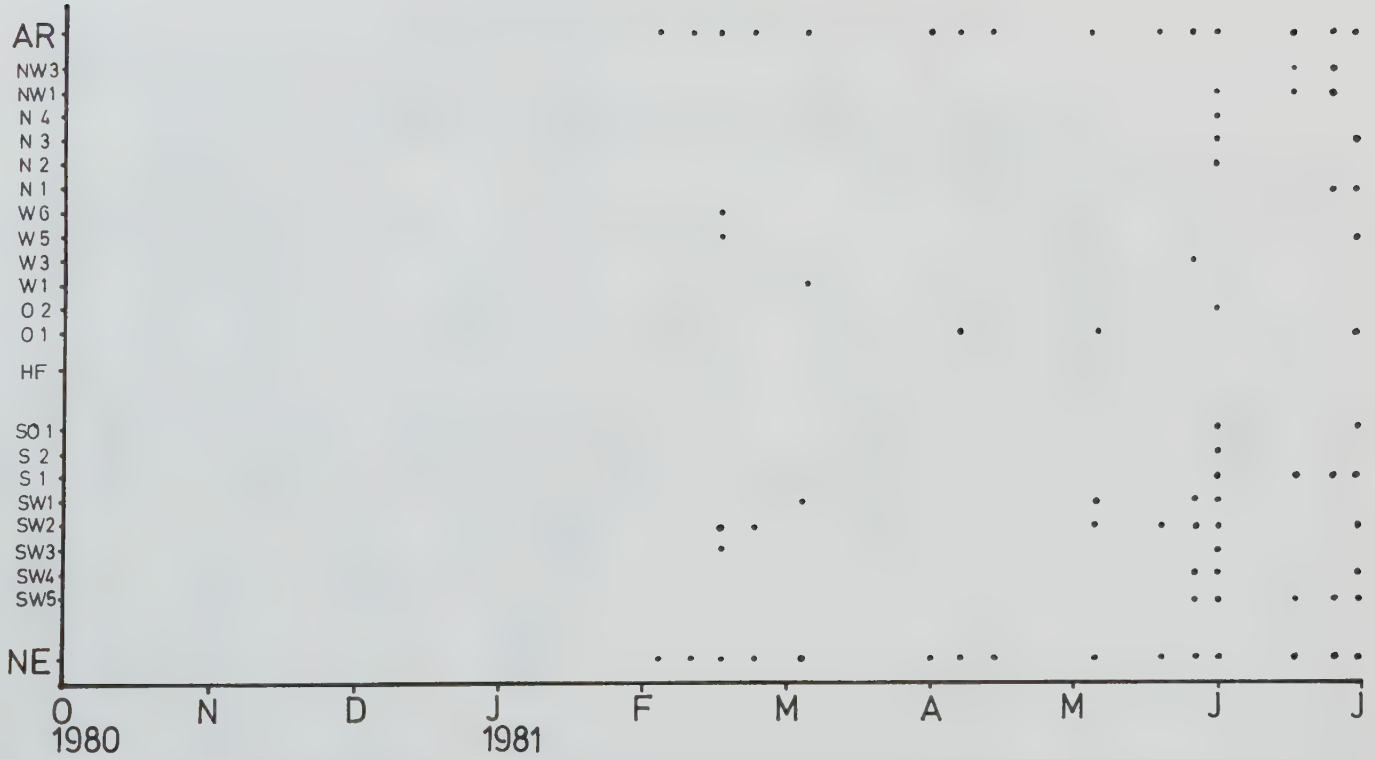


Abb. 27 Zeitliche Verteilung positiver Fäkalstreptokokken-Proben der verschiedenen Entnahmestellen
●= positiver Bakterienbefund

einigen Pegeln nur eine einzige Probe Fäkalstreptokokken enthielt. In den neckarnahen Pegeln ist ein deutlicher Anstieg des Auftretens von Fäkalstreptokokken zu erkennen. Bei S1 waren 80% und bei SW2 53,8% der untersuchten Proben Fäkalstreptokokken-positiv. Die Häufigkeit nimmt von SW3 nach SW 5 zu. Die beiden Oberflächengewässer Neckar und Arbach enthielten in allen 15 Proben Fäkalstreptokokken aus der ersten Gruppe. Zwischen den beiden Fäkalstreptokokken-Gruppen ergab sich in der Häufigkeitsverteilung in den verschiedenen Pegeln kein deutlicher Unterschied.
Die zeitliche Verteilung des Vorkommens von Fäkalstreptokokken zeigt die Abbildung 27. Während zwischen Februar und Mitte Mai 1981 nur vereinzelt W-, O- und SW-Pegel positiv ausfielen, trat ab Ende Mai eine deutliche Zunahme des Fäkalstreptokokken-Nachweises auf, die vor allem in den neckarnahen Pegeln deutlich erkennbar ist, aber im Vergleich zum Frühjahr auch noch die N-Pegel betraf.

4.4.4. Ergebnisse der Untersuchungen auf Pseudomonaden und Aeromonaden.

Neben den üblichen Bestimmungen (Koloniezahl, Nachweis von E. coli und coliformen Keimen) in der hygienischen Qualitätskontrolle des Trinkwassers wird von verschiedenen Autoren BOTZENHART 1975; SCHUBERT u.BLUM 1974; WEBER 1971) die Ergänzung durch den Pseudomonas aeruginosa-Nachweis gefordert. Dieser Forderung sollte auch in der vorliegenden Arbeit Rechnung getragen werden. Deshalb wurden die Wasserproben zwischen Februar und Juli 1981 auf Pseudomonas aeruginosa untersucht.

Von den 257 untersuchten Wasserproben enthielten 110 (=42,8%) Proben Pseudomonas aeruginosa, wobei die Verteilung folgendermaßen aussieht: 11,7% entfallen auf die beiden Fließgewässer und 31,1% auf die Grundwasserpegel und den Filterbrunnen. Die Tabelle 8 und die Abbildung 28 zeigen die bei den Pseudomonaden vorgefundenen Verhältnisse.

Zusätzlich zum Vorkommen von Pseudomonas aeruginosa waren bei der Aeromonaden-Untersuchung mit dem GSP-Agar wenige Wasserproben auch Pseudomonaden-positiv, ohne daß Ps. aeruginosa isoliert werden konnte. Diese anderen Pseudomonadenarten wurden nicht zusätzlich differenziert und werden daher bei der weiteren Betrachtung nicht berücksichtigt.

Tabelle 8: Häufigkeit positiver Pseudomonas aeruginosa-Befunde in den verschiedenen Probeentnahmestellen

Probeentnahmestelle		NE	SW5	SW4	SW3	SW2	SW1	S1	S2	SO1	HF	O1	O2	W1	W3	W5	W6	N1	N2	N3	N4	NW1	NW3	AR
Anzahl der Wasserproben		15	10	10	13	13	13	5	5	5	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	5	5	15
Positive Ps.aeruginosa-Befunde	absolut	15	5	6	4	4	7	2	1	4	2	3	3	3	2	4	5	5	4	7	4	3	1	15
	%	100	50	60	30,8	30,8	53,9	40	20	80	15,4	23,1	23,1	23,1	15,4	30,8	38,5	38,5	30,8	53,9	30,8	60	20	100

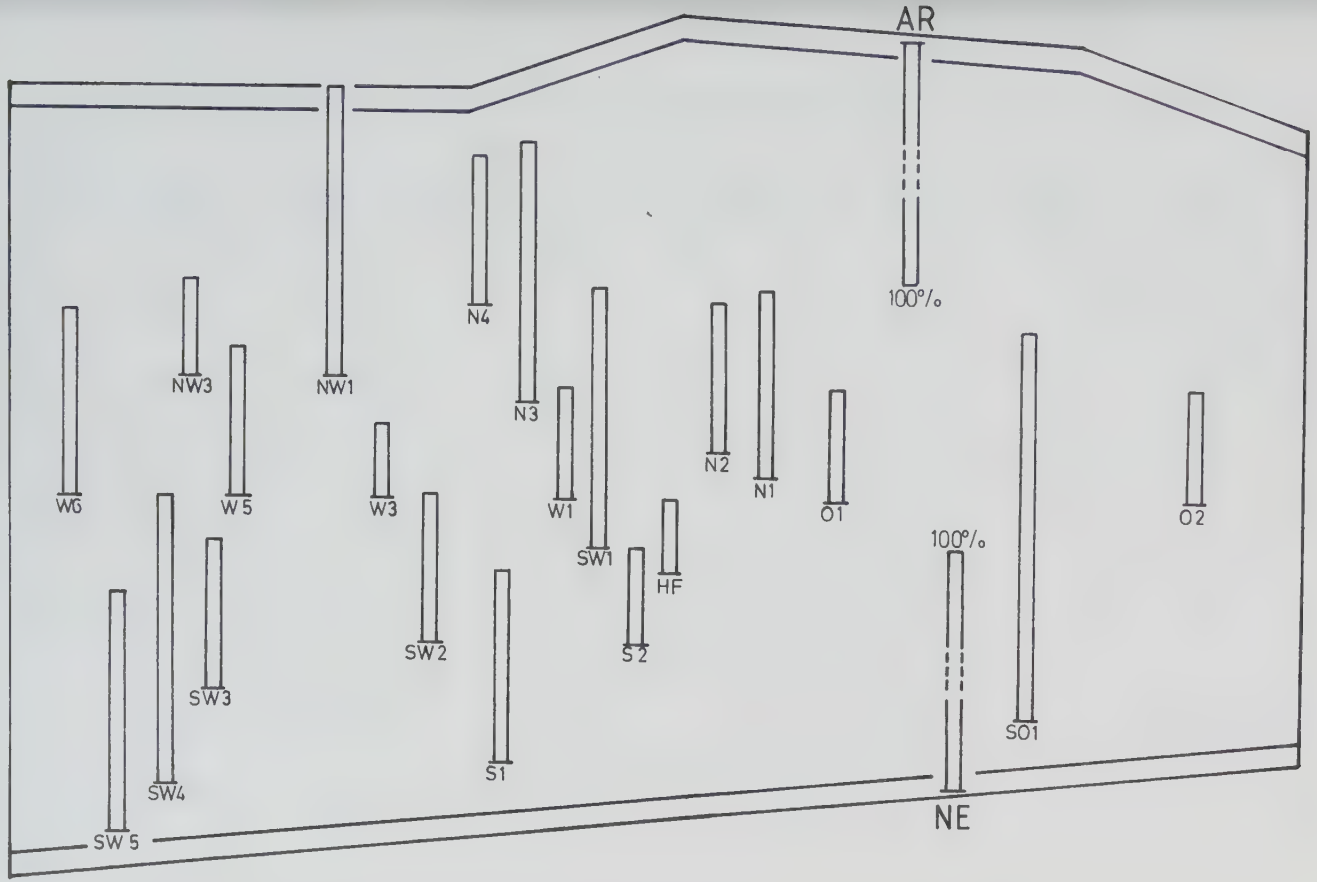


Abb. 28 Positive Pseudomonas-aeruginosa-Proben in Prozent der Gesamtzahl der untersuchten Proben der verschiedenen Entnahmestellen

▯ = 10%

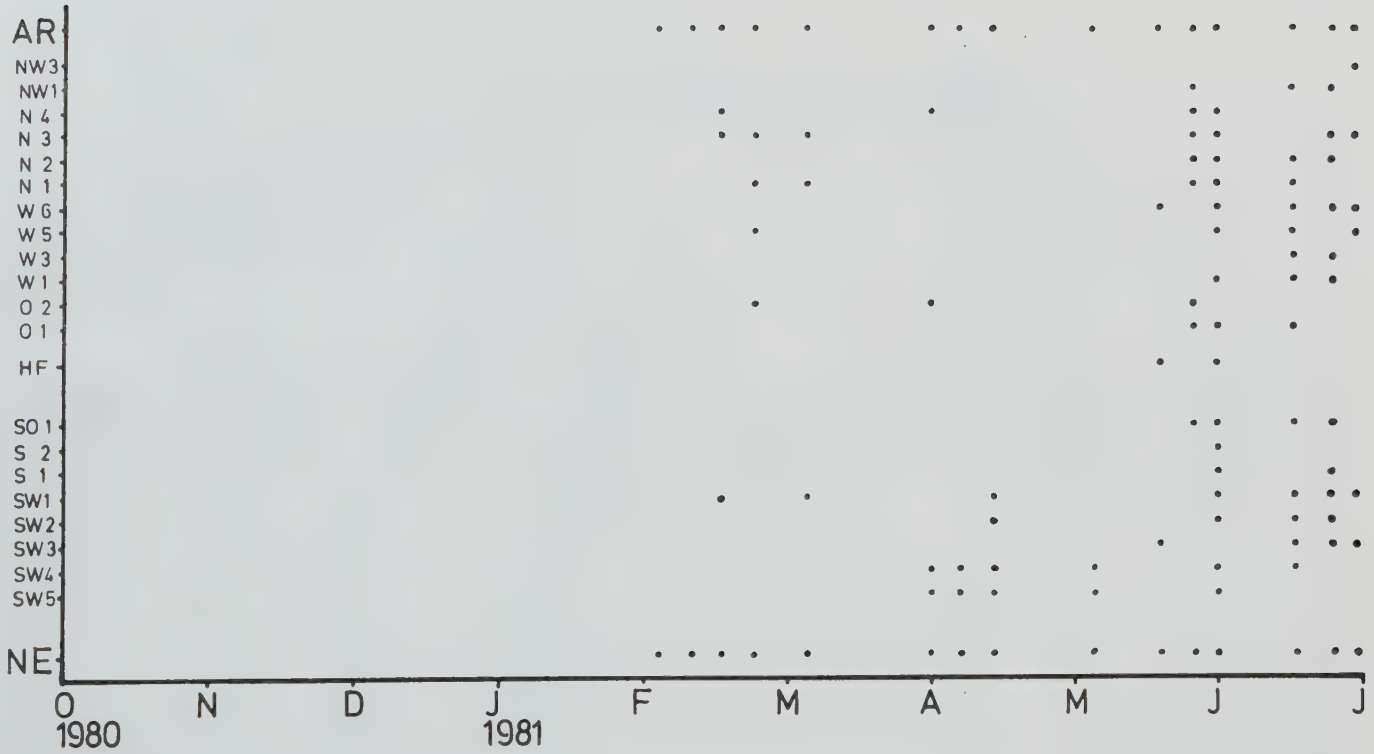


Abb. 29 Zeitliche Verteilung positiver Pseudomonas-aeruginosa-Proben der verschiedenen Entnahmestellen
●= positiver Bakterienbefund

Die Häufigkeit des Auftretens von Ps. aeruginosa schwankt zwischen 80% bei SO1 und 15,4% bei W3 und beim Filterbrunnen. Bei der SW-Serie zeigen SW4, SW5 und erstaunlicherweise auch SW1 eine häufigere Pseudomonadenverunreinigung als SW2 und SW3. Auffällig ist noch N3 mit 53,9%, da in den übrigen N-Pegeln nur zwischen 30% und 40% der Proben Pseudomonaden-positiv sind. Mit Ausnahme von NW1 liegen die übrigen Pegel zwischen 20% und 40%. Der Neckar und der Arbach enthielten in allen Proben Ps. aeruginosa.

Aus Abbildung 29 geht die zeitliche Verteilung des Auftretens von Ps. aeruginosa in den Entnahmestellen hervor. Während zwischen Februar und März 1981 im neckarnahen Bereich nur im Pegel SW1 zweimal Ps. aeruginosa nachzuweisen war, ist dies in den N-Pegeln öfters der Fall. Je eine Probe von O2 und W5 enthielt in diesem Zeitraum Ps. aeruginosa. Im April und Anfang Mai waren dann vor allem im neckarnahen Bereich Bakterien dieser Art nachzuweisen, während sie ab Ende Mai zusätzlich in den meisten übrigen Pegeln auch noch auftraten.
Neben den üblichen, d.h. gesetzlich vorgeschriebenen Indikatorbakterien bei Wasseruntersuchungen wurden die Proben in der vorliegenden Arbeit zusätzlich auf Verunreinigung durch Aeromonaden geprüft. Die Aeromonaden wurden mit dem GSP-Selektivagar nach KIELWEIN nachgewiesen.
Die Befunde zeigen die Tabelle 9 und die Abbildung 30. Im Vergleich zu den eigentlichen Indikatorbakterien kommt Aeromonas seltener in den Wasserproben vor.Von den 257 untersuchten Proben zeigten 47 (=18,3%) einen positiven Aeromonasbefund.Auffällig ist das fakultative Auftreten von Aeromonas in den beiden Oberflächengewässern. Während die übrigen Bakterien in jeder Neckar- bzw. Arbachprobe nachzuweisen waren, gelang dies bei Aeromonas nur in 66,7% bzw. 43,8% der Fälle. In den Grundwasserpegeln lag die Aeromonas-Häufigkeit zwischen O (bei SW3, S2, N4, NW3) und 60% (SO1), wobei in den meisten Pegeln nur eine oder zwei Proben positiv waren. Auch der

Tabelle 9: Häufigkeit positiver Aeromonaden-Befunde in den verschiedenen Probeentnahmestellen

Probeentnahmestellen		NE	SW5	SW4	SW3	SW2	SW1	S1	S2	SO1	HF	O1	O2	W1	W3	W5	W6	N1	N2	N3	N4	NW1	NW3	AR
Anzahl der Wasserproben		15	10	10	13	13	13	5	5	5	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	5	5	15
Positive Aeromonaden-Befunde	absolut	10	2	1	-	1	5	1	-	3	1	1	4	2	2	1	1	1	1	2	-	1	-	7
	%	66,7	20	10	0	7,7	38,5	20	0	60	7,7	7,7	30,8	15,4	15,4	7,7	7,7	7,7	7,7	15,4	0	20	0	43,8

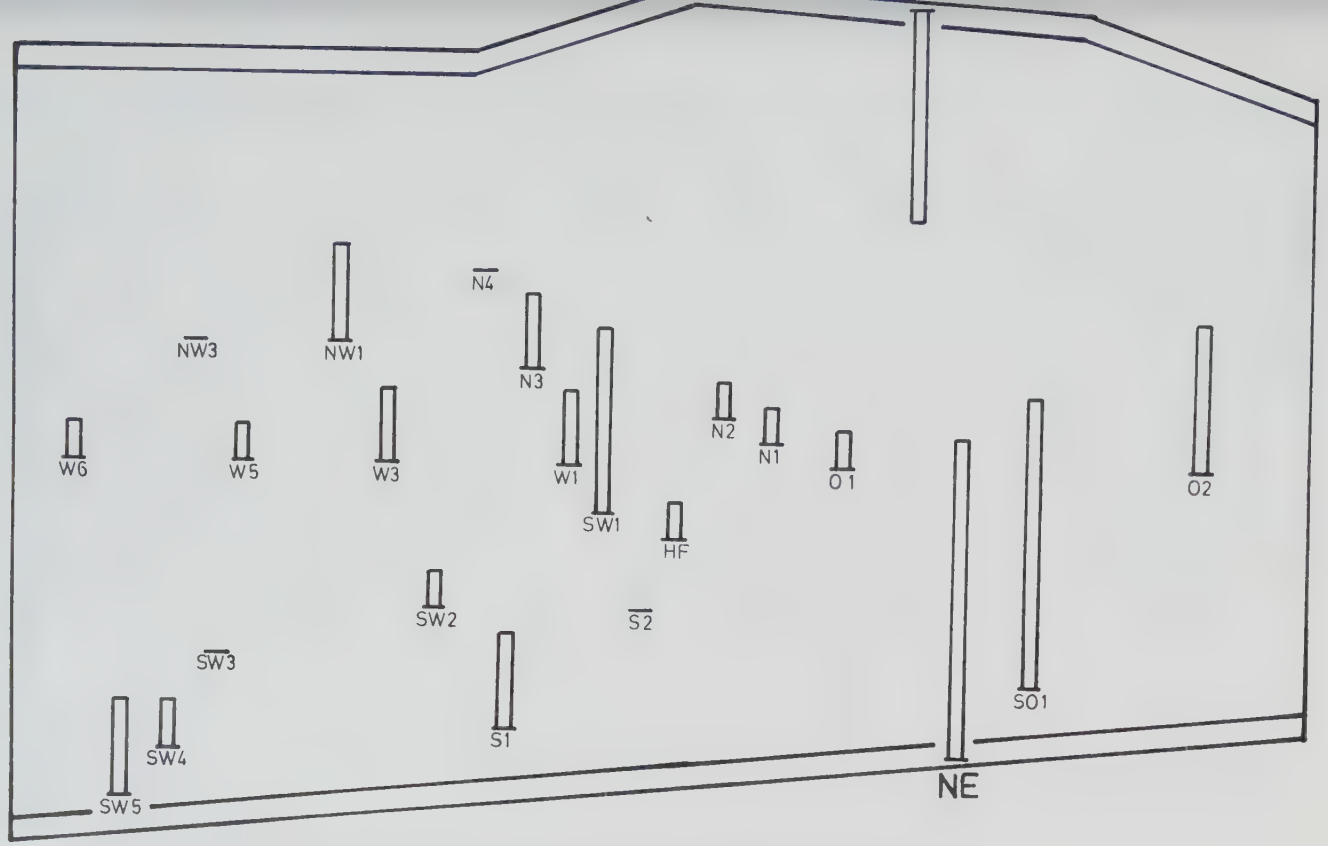


Abb. 30 Positive Aeromonaden-Proben in Prozent der Gesamtzahl der untersuchten Proben der verschiedenen Entnahmestellen

▯ = 10%

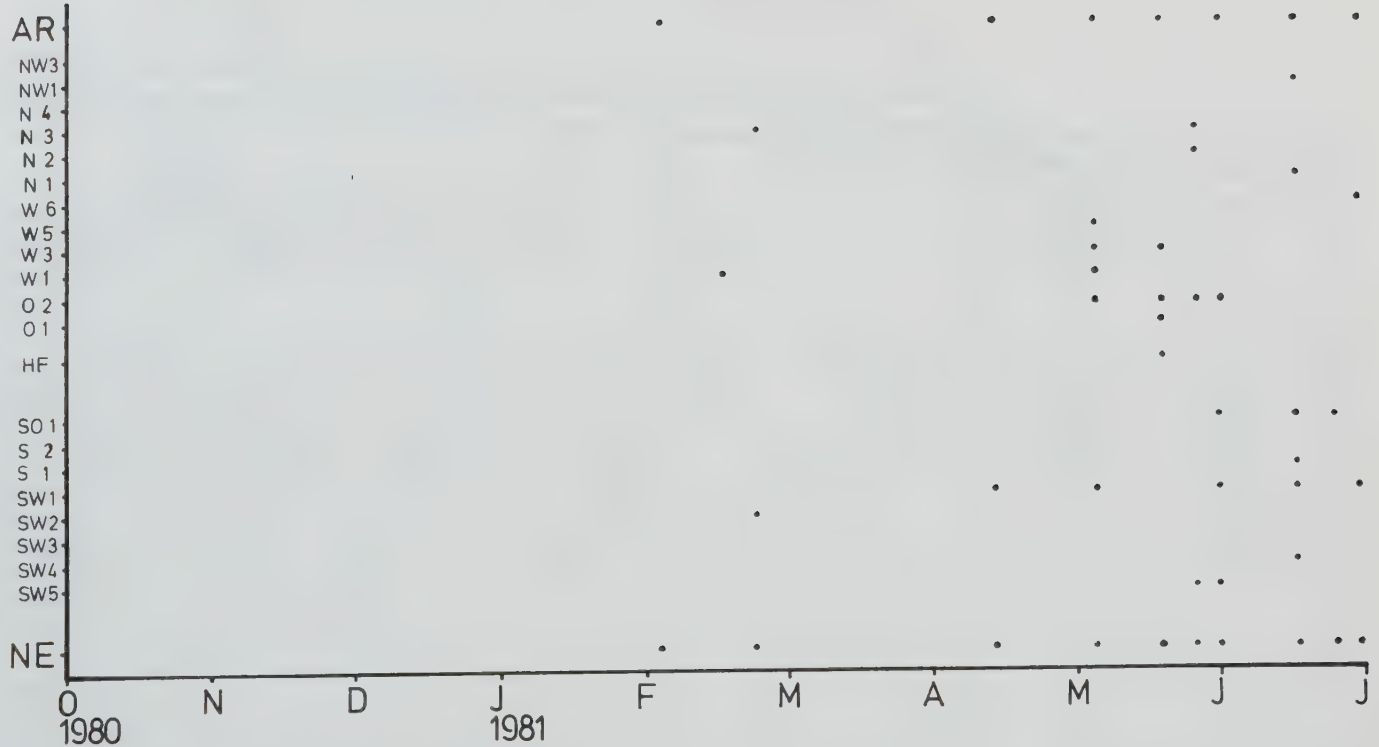


Abb. 31 Zeitliche Verteilung positiver Aeromonaden-Proben der verschiedenen Entnahmestellen.
● = positiver Bakterienbefund

Filterbrunnen enthielt nur zweimal Aeromonas.
Die zeitliche Verteilung (s. Abb. 31) des Aeromonaden-auftretens zeigt, daß vor allem zwischen Mai und Mitte Juni 1981 Aeromonas in den Proben nachzuweisen war.
Vor und nach diesem Zeitraum enthielten nur wenige Proben Aeromonaden.

4.5. Fließrichtung und Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers im Bereich des Neckars

Um einen Hinweis auf die Grundwasserrichtung und Strömungsgeschwindigkeit im Bereich der Neckarinfiltration zu erhalten, wurde am 20.05.1981 ein Markierungsversuch mit Uranin durchgeführt. Die Farblösung wurde in den Pegel SW5 eingespeist. Die Probenentnahme erfolgte bis zum 30.06.1981 aus den Grundwasserpegeln W1 und W3, SW1 bis SW4, S1 und S2, SO1 sowie dem Horizontalfilterbrunnen und dem Neckar.

Bei der Untersuchung der Proben im Labor des Geologischen Landesamts wurden in den Grundwasserpegeln W1, SW2, S1, SO1 und im Neckar Farbspuren nachgewiesen, jedoch nicht im Horizontalfilterbrunnen. Die Uraningehalte im Neckar (bis 0,017mg/m^3) stammen aus Abwassereinleitungen. Die positiven Proben aus dem Pegel W1 kommen mit großer Wahrscheinlichkeit nicht vom Färbeversuch, denn bereits die erste Probe (1,8 Stunden nach der Farbeingabe!) zeigte mit 4,23mg/m^3 gleich den Maximalwert, was nur durch Verschleppung von Farbresten bei der Probenentnahme zu erklären ist. Die anderen positiven Proben lagen hier bei 0,002-0,007mg/m^3, also knapp über der Nachweisgrenze und dürften wohl ebenfalls als Verunreinigungen zu deuten sein, wenn sie nicht von der Infiltration versickerten Arbachwassers herrühren.
Die Farbspuren (0,002-0,005mg/m^3) in 4 Proben aus dem Pegel SO1 sind auf die Infiltration des uraninführenden Neckarwassers zurückzuführen.
Eindeutig im Zusammenhang mit dem Färbeversuch stehen nur die Farbdurchgänge in den Grundwasserpegeln SW2 und S1.
Im Pegel SW2 wurde das erste Uranin 169 Stunden nach der Eingabe nachgewiesen, was bei einer Entfernung von 104,6m von SW5 einer Abstandsgeschwindigkeit von rund 15m/Tag entspricht. Die maximale Farbspitze mit 0,17mg/m^3 traf nach 194,6 Stunden ein (v =13m/Tag). Der Farbdurchgang bei SW2 dauerte 2,5 Tage.
Im Pegel S1 gelang der Farbnachweis am 01.06.1981, d.h. 282 Stunden nach der Eingabe, wobei die Konzentration schon auf 0,005mg/m^3 angestiegen war.

Da die letzte farbfreie Probe aber am 29.05.1982 entnommen worden war, ist anzunehmen, daß die Farbwolke den Grundwasserpegel am 30.05.1981 nachmittags, d.h. schon nach etwa 265 Stunden erreicht hat. Dies entspricht einer maximalen Abstandsgeschwindigkeit von rund 12m/Tag. Das Farbmaximum erreichte 1,94mg/m^3, traf aber erst nach 793,5 Stunden ein (v =4m/Tag). Der Farbdurchgang dauerte insgesamt über 30 Tage. Er war bei der letzten Probenentnahme am 30.06.1981 noch nicht beendet. Tabelle 10 gibt eine zusammenfassende Übersicht, in Abbildung 32 sind die Abflußrichtungen eingezeichnet.

Daß im Brunnen kein Uranin nachgewiesen werden konnte, ist auf die starke Verdünnung der ohnehin schwachen Farbwolke auf dem weiteren Weg dorthin zurückzuführen.

	SW2	S1
Entfernung von der Eingabestelle (SW5)	104,6 m	133,1 m
Beginn des Farbaustritts	nach 169 Std.	nach 265 Std.
Abstandsgeschwindigkeiten:		
maximale A. (v_a)	rd. 15 m/Tag	12 m/Tag
Konzentrationsspitze	rd. 13 m/Tag	4 m/Tag
mittlere A. (Schwerpunkt)(v_m)	12,7 m/Tag	4,3 m/Tag
Höchste Farbkonzentration	0,17 mg/m^3	1,94 mg/m^3
Dauer des Farbdurchgangs	rd. 2,5 Tage	üb. 30 Tage

Tab. 10: Ergebnisse des Färbeversuchs zur Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers.

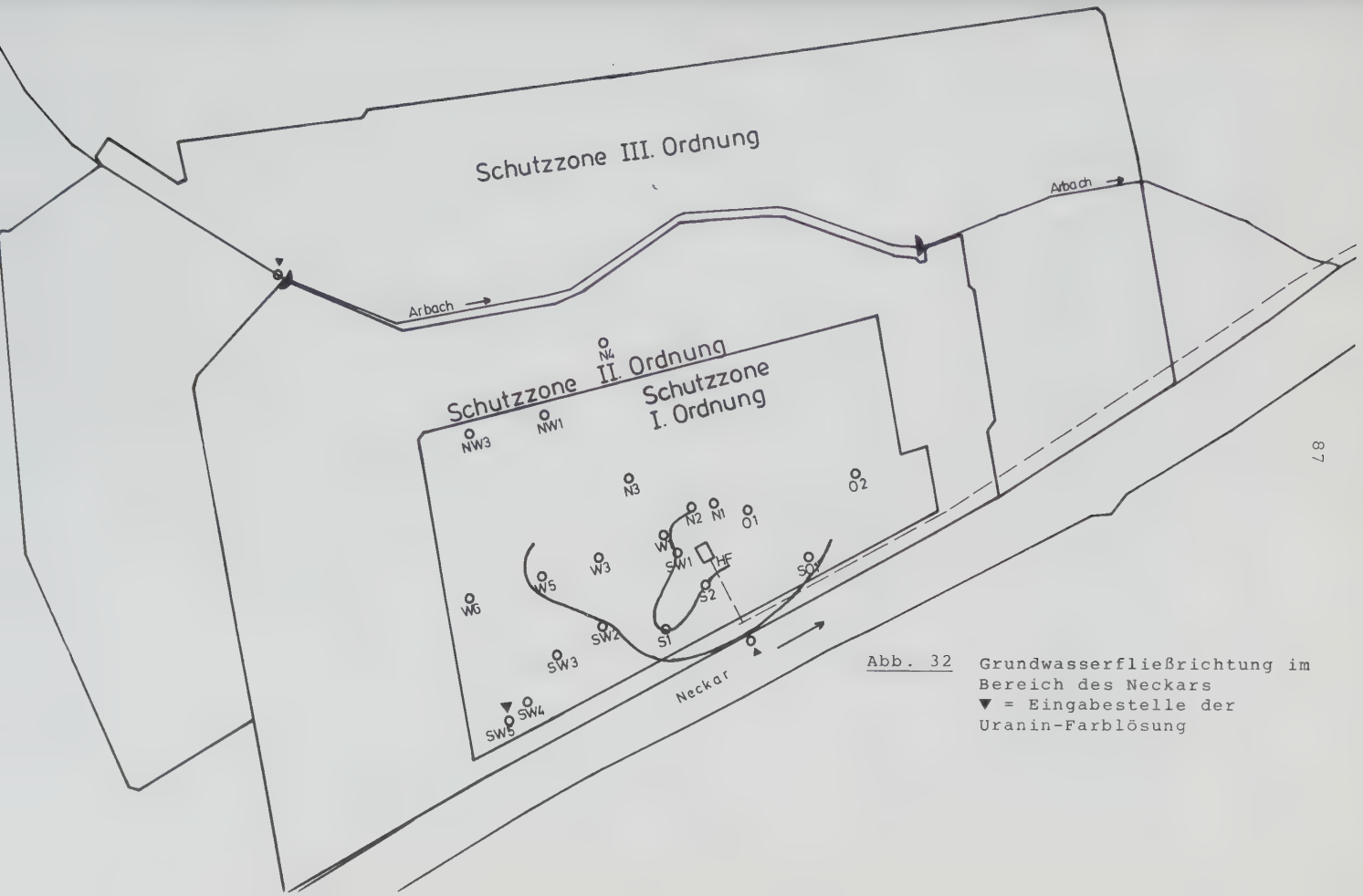


Abb. 32 Grundwasserfließrichtung im Bereich des Neckars
▼ = Eingabestelle der Uranin-Farblösung

4.6. Durchflußmessung des Arbachs im Bereich des Gernfeld

Unter der Annahme, daß der Arbach im Bereich des Gernfelds durch Versickerung in den Grundwasserleiter Wasser verliert, wurde die Durchflußmenge am Ein- und Austritt des Arbachs in das Schutzzonengebiet gemessen. Aus der Differenz der Durchflußmengen ergibt sich dann die Versickerung. Es muß allerdings erwähnt werden, daß es sich aufgrund der Meßmethode nur um eine ganz grobe Bestimmung der Durchflußmengen handelt.

Die Ergebnisse der Durchflußmessung sind in Tabelle 11 dargestellt.

Tabelle 11: Durchflußmenge und Versickerung des Arbachs in l/s im Bereich des Gernfelds.
(Wehr 1: am Eintritt des Arbachs;
Wehr 2: am Austritt des Arbachs)

Datum	Durchflußmenge (l/s) Wehr 1	Wehr 2	Versickerung (l/s)
21.10.80	6,0	5,7	0,3
03.11.80	5,7	5,0	0,7
10.11.80	5,2	4,5	0,7
17.12.80	8,5	7,8	0,7
10.02.81	15,9	14,0	1,9
23.02.81	24,5	21,9	2,6
13.04.81	14,0	6,8	7,2
04.05.81	14,0	6,8	7,2
25.05.81	29,0	20,0	9,0
16.06.81	7,5	6,8	0,7

Wie aus Tabelle 11 hervorgeht, war die Versickerung von Oktober bis Dezember 1980 sehr gering, so daß man einen Arbacheinfluß auf das Grundwasser mit hoher Wahrscheinlichkeit ausschließen kann. Ab Februar 1981 stieg dann die Versickerung an und erreichte Ende Mai ihr Maximum mit 9 l/s. Zu diesem Zeitpunkt führte der Arbach allerdings auch -durch starke Niederschläge bedingt- sehr viel Wasser. Der im Juni 1981 gemessene Wert 0,7 l/s lag größenordnungsgemäß wieder wie die Werte vor dem Anstieg der Versickerung.

5. Diskussion

In der Bundesrepublik steigt sowohl der Bedarf an Trinkwasser für die Bevölkerung als auch der an Brauchwasser für die Industrie ständig an. Die amerikanische "Global 2000"-Studie schätzt, daß bis zum Jahre 2000 der weltweite Wasserbedarf um 200 - 300% ansteigen wird. Mit steigendem Bedarf muß aber trotzdem die Qualität des Wassers gesichert sein. Trinkwasser, behaupten die Wasserwerke, ist das bestuntersuchte und bestkontrollierte Lebensmittel (KRÜGER 1982). Für die Überwachung und Reinhaltung des Wassers existieren zahlreiche Gesetze, Verordnungen und Richtlinien: z.B. Trinkwasser-Verordnung (TVO), Bundesseuchengesetz (BSG), DIN 2000 "Zentrale Trinkwasserversorgung", EG-Richtlinien über Wasserqualität und Grundwasserschutz u.a.
Trotz dieser Vorschriften sind aber unsere Gewässer, und zwar nicht nur die Oberflächen-, sondern auch die Grundwässer, durch zunehmende Verunreinigung gefährdet oder heute schon beeinträchtigt. In vielen Publikationen wird zu diesem Thema Stellung genommen (z.B. HABERER 1972, KUSSMAUL 1975, HAVEMEISTER 1980, SACRÉ 1980, SCHMIDT 1980, AURAND 1981, ALTHAUS und KAMMEL 1982, KRÜGER 1982, SONTHEIMER u.a. 1982).

Mit der vorliegenden Arbeit sollte ein Beitrag zum Schutz unserer Gewässer geliefert werden. Durch hygienisch-chemische und mikrobiologische Wasseranalysen versuchte ich, die Herkunft von zeitweiligen Verunreinigungen im Wasser eines Horizontalfilterbrunnens, der zur Trinkwasserversorgung Tübingens gehört, zu ermitteln. Die grundlegende Frage war, welchen Einfluß zwei im Schutzzonengebiet liegende Oberflächengewässer (Neckar und Arbach) auf das Grundwasser ausüben. Einige Autoren berichten über den veränderten Grundwasserchemismus durch Uferfiltration oder Versickerung von mit Schadstoffen belasteten Oberflächengewässern (KUSSMAUL 1971, 1975, 1977, 1979; FÖRSTNER u. MÜLLER

1975; SCHMIDT 1980; ENGELS 1981; SONTHEIMER u.a. 1982), andere weisen auf die Grundwasserverkeimung durch eindringendes Oberflächenwasser hin (WEBER u.a. 1971; RITTER 1983).

Die Temperaturverhältnisse weisen einen deutlichen Temperatursprung von mehreren Grad Celsius von den Oberflächengewässern zum Grundwasser auf. Die niedrigen, stark schwankenden Temperaturen des Neckars und des Arbachs sind durch den Zeitraum der Probenentnahme bedingt. Diese Proben wurden zwischen Oktober 1980 und März 1981 entnommen, wo sich die Abkühlung der Lufttemperatur auch bei Oberflächengewässern bemerkbar macht. Die Grundwassertemperatur in den verschiedenen Pegeln schwankt nur gering, selbst die neckar- und arbachnahen Pegel zeigen keine niedrigen Werte. Die Brunnenwassertemperatur des Gernfeld-Wasserwerks von 10,3°C deckt sich fast mit der von RITTER (1983) für einen anderen in Neckarnähe gelegenen Horizontalfilterbrunnen ermittelten Temperatur von 10,5°C. QUENTIN (1980) stellt fest, daß schwankende Fließtemperaturen (0°C im Winter und 25°C im Sommer) gegenüber einer konstanten Grundwassertemperatur von 8-12°C im Untergrund weitgehend in Richtung des Grundwasers ausgeglichen wird.

Bis auf die Durchsichtigkeit können die übrigen Parameter der Sinnesprüfung (Geruch, Geschmack, Farbe) der Wasserproben nicht zu einer Beurteilung des Neckar- bzw. Arbacheinflusses herangezogen werden. Bei der Durchsichtigkeit zeigt sich in den im Neckarbereich gelegenen Pegeln eine zunehmende Opaleszenz bei abnehmender Entfernung zum Neckar.
Die pH-Werte liegen in den Grundwasserproben ohne große Unterschiede knapp über dem Neutralpunkt und zeigen keine Beeinflussung durch Neckar und Arbach, deren pH-Werte im alkalischen Bereich liegen. FÖRSTNER u. MÜLLER (1975) fanden bei ihren Untersuchungen von Neckarwasserund Grundwasser eine Differenz von 0,3 pH-Einheiten (GW: 7,2; Neckar: 7,5).
Der Abdampfrückstand der beiden Oberflächengewässer differiert stark. Die niedrigen Werte bei den Neckarproben haben ihre

Ursache vermutlich eher in einem Verdünnungseffekt als in einer geringeren Verschmutzungsrate gegenüber dem Arbach, was sich auch durch die mikrobiologischen Ergebnisse belegen läßt. In den Proben der neckarnahen S- und SW-Pegel liegen die Abdampfrückstände etwas höher, was darauf hindeutet, daß in diesem Bereich eine Verunreinigung durch den Neckar stattfinden kann. Unklar jedoch ist der niedrigere Wert beim Pegel SO1. Ob sich hier der Verdünnungseffekt des Neckars auswirkt und damit eine Infiltration möglich wäre, kann nicht sicher entschieden werden.

Nach HÖLL (1979) ist der Gehalt an Ammoniumverbindung im Wasser wichtig, da diese durch Zersetzung von menschlichen und tierischen Exkrementen entstanden sein können. Bei den von mir untersuchten Proben konnte ich lediglich im Neckar Ammoniumionen (mittlerer Gehalt: 1,2mg/l) nachweisen. ENGELS (1981) fand bei Rheinwasseruntersuchungen vergleichbare Werte. Daß im Grundwasser kein Ammonium nachgewiesen wird, läßt auf den Abbau im Boden während einer möglichen Uferfiltration schließen. KANZ (1960) konnte bei der experimentellen Verschmutzung von Grundwasser mit Jauche (Ammoniumgehalt 90mg/l) in dem 70m entfernten Entnahmebrunnen kein Ammonium mehr nachweisen.

In den letzten Jahren ist in den meisten europäischen Ländern ein kontinuierlicher Anstieg der Nitratwerte im Trinkwasser zu verzeichnen (FELDHOFF 1982). In der Trinkwasser-Verordnung ist ein Grenzwert vom 90mg Nitrat/l festgesetzt, der allerdings in nächster Zeit auf den in der EG-Richtlinie "über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch" festgelegten Wert von 50mg Nitrat/l erniedrigt werden soll. ALTHAUS (1982a) ermittelte, daß bei dem erniedrigten Grenzwert von 226 am Hygiene-Institut des Ruhrgebiets untersuchten Trinkwasserproben 0,8% der Proben wegen erhöhter Nitratbelastung zu beanstanden sind, die bei einem Grenzwert von 90mg/l einwandfrei waren. Nach AURAND u.a. (1978) werden 1% der bundesdeutschen Bevölkerung mit Trinkwasser versorgt, das zeitweilig oder dauernd mehr als 90mg/l enthält. SELENKA u.a. (1976) stellten eine Beziehung

zwischen dem Nitratgehalt von Trinkwasser und der damit verbundenen Erhöhung der Durchschnittsbelastung mit Nitrat auf. Bei einem Nitratgehalt von 34mg/l im Trinkwasser erhöht sich die Durschnittsbelastung um das 2-fache, bei 50mg/l um das 2,5-fache und bei 90mg/l sogar um das 3,6-fache.Im Gegensatz zu nur geringen Konzentrationen im Oberflächenwasser ist Nitrat im Grundwasser fast immer in nachweisbaren Konzentrationen vorhanden(FELDHOFF 1982). KUSSMAUL u.a. (1979) untersuchten in Wasserwerken am Niederrhein die Veränderungen der Wasserbeschaffenheit durch Uferfiltration und fanden im Grundwasser einen Anstieg des Nitratgehalts um fast 200% im Vergleich zum Rheinwasser. In meinen Untersuchungen konnte ich auch einen deutlichen Unterschied im Nitratgehalt der beiden Oberflächengewässer und den meisten Grundwasserpegeln feststellen. Die Werte erreichen zwar in keiner Probe den in der TVO festgelegten Grenzwert vom 90mg/l, aber bei den Grundwasser-Proben liegt die Nitratbelastung bis zu 18mg/l höher als beim Neckar und Arbach. Die höchsten Werte um 40mg/l werden im N und NW des Gebiets erreicht, während im S, SO und O sehr niedrige Nitratwerte (zwischen 11 und 18mg/l), die sogar noch unter denen der Oberflächengewässer liegen, bestimmt wurden. Diese Polarisierung im Nitratgehalt dürfte seine Hauptursache in der organischen und mineralischen (anorganischen) Stickstoffdüngung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen haben, denn in der Nähe des Grundwasserbereichs mit hohem Nitratgehalt befinden sich landwirtschaftlich genutzte Flächen. Deren Stickstoffdüngung führt zum Nitratanstieg im Grundwasser, da bei der Zersetzung stickstoffhaltiger Substanzen der Stickstoff in Form von Ammonium frei wird und von den im Boden befindlichen Bakterienarten Nitrosomonas und Nitrobacter über Nitrit zu Nitrat oxidiert wird. KLEINERT (1976) kommt bei seinen Gernfeld-Untersuchungen zum gleichen Ergebnis. Für den niedrigen Nitratgehalt im S und O des Schutzzonengebiets könnten zwei Ursachen in Frage kommen: 1. Aufgrund der topographischen Lage könnte der Einfluß der Landwirtschaft geringer sein; 2. Aufgrund der Neckarnähe könnte durch Infiltration von Oberflächenwasser ein Verdünnungseffekt entstehen.

Die gesundheitliche Bedeutung von Nitrat im Trinkwasser ist in den letzten Jahren vor allem deshalb in den Blickpunkt des öffentlichen Interesses gerückt, da in zahlreichen Pressemeldungen zu aktuellen Grundwasserverunreinigungen durch landwirtschaftliche Aktivitäten besonders die Gefährdung von Säuglingen durch Methämoglobinämie (Blausucht) hervorgehoben wird. Drei Faktoren spielen nach SPIEGELHALDER (1981) eine Rolle: 1. Das Methämoglobinreduzierende System ist noch nicht ausgereift; 2. Die leichtere Oxidierbarkeit des fötalen Hämoglobins; 3. Säuglinge haben einen relativen Hb-Mangel,so daß geringe Hb-Verluste stärker ins Gewicht fallen.
In der Literatur streuen die Angaben über Nitratwerte, die zu Intoxikationen geführt haben sollen, allerdings sehr stark (BORNEFF 1980). Die eigentliche Schadwirkung des Nitrats erfolgt über dessen Abbauprodukt Nitrit, das sich im Körper mit Aminen, die Bestandteil fast jeder Nahrung sind, zu kanzerogenen Nitrosaminen umsetzen kann (FELDHOFF 1982).
Der Kaliumpermanganatverbrauch gilt als Maßzahl der in den Wasserproben vorhandenen organischen Substanz. Betrachtet man diesen Parameter, so kann man bei den neckarnahen Pegeln (SW5, S1-S2, SO1, O1-O2) einen Filtrationseinfluß des Neckars erkennen, denn im Gegensatz zu den anderen Pegeln mit einem relativ niedrigen Kaliumpermanganatverbrauch zeigen diese viel höhere Werte, was bereits VILLINGER (1977) feststellte. Bei den arbachnahen Pegeln zeigt der N4-Pegel einen geringgradig höheren Wert, der durch den Einfluß von versickertem Arbachwasser bedingt sein kann.
Der Chloridgehalt zeigt die gleiche Tendenz wie der Kaliumpermanganatverbrauch. Die beiden Oberflächengewässer enthalten mit 41 bzw. 56mg/l den höchsten Chloridgehalt, während die in Neckarnähe und diesmal auch die in Arbachnähe gelegenen Pegel (N4, NW1-3) höhere Werte als die anderen Pegel aufweisen, so daß man aufgrund des unterschiedlichen Chloridgehalts sowohl einen Einfluß der Neckarinfiltration als auch der Arbachversickerung auf das Grundwasser annehmen kann.

In der Literatur wird die zunehmende Versalzung des Grundwassers durch Streusalz-Einsatz im Winter beschrieben. Der Chloridgehalt der Ammer, eines Neckar-Nebenflusses, stieg vom Normalwert (ca 40mg/l) am dritten Tag nach einem Streusalz-Einsatz im Kreis Tübingen auf 535mg/l an (HIRTH 1981).

Nach der TVO beträgt der Grenzwert für Sulfat 240mg/l. ALTHAUS (1978) sieht diesen nur mit einem geringen Sicherheitsfaktor belegt, weshalb eine Überschreitung nicht erfolgen sollte. Die Sulfatanalyse des Grund- und Oberflächenwassers zeigt bei der vorliegenden Untersuchung ein uneinheitliches Bild. Während der Neckar 117mg/l enthält, was sich auch mit den Ergebnissen von FÖRSTNER (1975) für den Neckar bei Heilbronn deckt, liegt der Sulfatgehalt vom Arbach mit 336mg/l weit über dem Grenzwert. Bei S1, SO1 spielt die Uferfiltration wieder eine Rolle, bei N4 könnte der hohe Sulfatgehalt durch versickertes Arbachwasser bedingt sein. Für die hohen Sulfatwerte bei SW1, N1 und beim Brunnen selbst könnte die Ursache darin liegen, daß das Wasser eine weite Strecke im Gipskeuper verläuft. Die Härte des Wassers spielt nicht nur in technischer Hinsicht eine Rolle (Korrosion von Rohrleitungen, verminderte Wirksamkeit von Wasch- und Desinfektionsmitteln), sondern auch in der Medizin erlangte sie eine gewisse Bedeutung, vor allem im Zusammenhang mit der Ätiologie von Herz- und Kreislauferkrankungen. In zahlreichen Studien wurde versucht, eine Korrelation zwischen der Trinkwasserhärte und der Herz-/Kreislaufmortalität aufzustellen. Nach HOFFMEISTER u.a. (1980) kann die These "weiches Wasser = hohe kardiovaskuläre Mortalität", "hartes Wasser = niedere kardiovaskuläre Mortalität" weder als bestätigt noch als abgelehnt gesehen werden. Es gibt viele Studien, die diese These stützen, es gibt aber auch Studien mit positiver Korrelation zwischen Wasserhärte und Herz-/Kreislaufmortalität. In einer Untersuchung in 3 Bezirken von Los Angeles mit unterschiedlicher Wasserhärte ergab sich kein Unterschied in der Mortalität an ischämischen Herzkrankheiten. In Australien war die Mortalität im Ort mit hartem Wasser (Brisbane) höher als in dem mit weichem Wasser (Melbourne).

Bei meinen Untersuchungen zeigt sich, daß das Grundwasser aus den meisten Pegeln und der Arbach sehr hartes Wasser führen, wie es aufgrund der geologischen Verhältnisse auch zu erwarten ist (KLEINERT 1976). Der Neckar und die Pegel S1, SO1, O1 und O2 weisen einen geringeren Härtegrad auf; diese Tatsache spricht auch für eine stattfindende Uferfiltration. Für die Arbachversickerung läßt sich dieser Parameter allerdings kaum verwenden, denn der Arbach hat mit 39,5° zwar das härteste Wasser, aber die Pegel mit möglichem Arbacheinfluß zeigen keinen so hohen Härtegrad. Betrachtet man die Carbonathärte und Nichtcarbonathärte getrennt, so fällt auf, daß der Arbach im Gegensatz zu allen anderen Meßpunkten eine höhere Nichtcarbonathärte als Carbonathärte aufweist, was gut mit dem hohen Sulfatgehalt korreliert. Auch die Pegel mit hohem Sulfatgehalt (N1, SW1) zeigen eine hohe Nichtcarbonathärte.

In zunehmendem Maß stellt der Schwermetallgehalt in unseren Gewässern ein Problem dar. Wasseranalysen der letzten Jahre erbrachten vielerorts erhebliche Schwermetallkonzentrationen vor allem in den Oberflächengewässern. QUENTIN (1980) rechnet zwar damit, daß die Deckschichten über dem Grundwasserspiegel auf der vertikalen Versickerungsstrecke fixierend wirken, schließt aber bei gewissen Voraussetzungen und unter Einwirkung bestimmter Faktoren das Auftreten von Schwermetallen im Grundwasser nicht aus. Die meisten Metalle rufen nach HABERER und NORMANN (1972) gesundheitliche Schäden hervor, wenn die vom Organismus aufgenommene Menge einen kritischen Grenzwert überschreitet. Dies gilt auch für die Spurenmetalle, die in kleinen Konzentrationen für Stoffwechselvorgänge wichtig sind. Besonders gefährlich sind Elemente wie Hg, Pb und Cd, die sich im Organismus anreichern und bei stetiger Aufnahme auch in geringen Konzentrationen toxisch wirken. Aufgrund meiner Untersuchungen kann ich von einem günstigen Ergebnis berichten, denn die Konzentrationen an Schwermetallen liegen in den untersuchten Proben weit unterhalb der Grenzwerte.

Die Werte für As, Pb, Cr und Zn liegen unter 0,01mg/l, die Werte für Cd, Hg und Se unter 0,001mg/l. Allerdings stützt sich diese Aussage nur auf einen Meßwert, so daß nicht vorhergesagt werden kann, ob sich dieses Ergebnis bei weiteren Untersuchungen bestätigt hätte.
Bei Betrachtung der chemischen Parameter der durchgeführten Wasseranalysen kann man aufgrund der Abdampfrückstände und der $KMnO_4$-, Chlorid-, Sulfat- und Härte-Werte einen Einfluß des Neckars durch Uferfiltration erkennen, während eine Arbachversickerung nur eine geringe Rolle spielen dürfte und sich keinesfalls deutlich genug verfolgen läßt, was sich auch aus der Versickerungsmenge ergibt. Andere Verschmutzungsindikatoren wie Ammonium, Nitrat und Phosphat erbrachten bezüglich Neckar- oder Arbacheinfluß keine eindeutigen Ergebnisse.

Die mikrobiologischen Ergebnisse zeigen einerseits Parallelen zu den chemischen, andererseits zeigen sich auch Unterschiede, so daß eine Deutung der Ergebnisse nicht immer leicht fällt. In kürzeren Untersuchungsabständen als bei der chemischen Analyse wurde bei den Oberflächengewässern und beim Grundwasser der zeitliche Koloniezahlverlauf und das Vorkommen bestimmter bakterieller Verunreinigungsindikatoren untersucht. Ich versuchte zu klären, ob ein Zusammenhang zwischen der Niederschlagsmenge und dem Auftreten von Bakterien im Grundwasser besteht.
Der Koloniezahlverlauf zeigt ein sehr unterschiedliches Bild mit mehr oder weniger großen Schwankungen bei allen Untersuchungsstellen. Erwartungsgemäß weisen beide Oberflächengewässer hohe Koloniezahlen auf, wobei die des Neckars mit Ausnahme der Werte vom Mai und Juni 1981 insgesamt höher liegen. Der Koloniezahlanstieg ab Mitte April 1981 steht vermutlich im Zusammenhang mit der in dieser Zeit gefallenen Niederschlagsmenge, die vor allem in der letzten Mai- und der ersten Junidekade beachtlich ist. Diese Ursache der Koloniezahlerhöhung führt auch HENNIGHAUSEN (1982) an. Daß der Neckar mit der Koloniezahl nicht ganz so stark ansteigt wie der Arbach könnte auf

einen bei länger anhaltenden Regenfällen mehr und mehr wirksam werdenden Verdünnungseffekt beruhen. Diesen Zusammenhang konnten auch BERNHARDT und WILHELMS (1972) in Untersuchungen von Talsperren und deren Flußzuläufen, sowie WOLF (1980) in bakteriologischen Untersuchungen von Gewässern in einem rekultivierten Rheinischen Braunkohleabbaugebiet erkennen.
Das Brunnenwasser selbst überschreitet nie den in der TVO für nichtdesinfiziertes Wasser festgelegten Richtwert von 100 Kolonien/ml, was für eine gute Reinigung des in den Grundwasserleiter eingedrungenen Oberflächenwassers während seiner Bodenpassage spricht. Eine Reihe von komplexen Mechanismen (Verteilung, Siebwirkung, Adsorption, Nahrungsangebot, Bakterizidie durch Milieuwechsel und chemische Stoffe sowie Protozoentätigkeit) spielen dabei eine entscheidende Rolle (KANZ 1960, MÜLLER 1972, MATTHESS und PEKDEGER in AURAND 1981).
Betrachtet man den Koloniezahlverlauf der Grundwasserpegelreihen, so kann man bei der SW- und der O-Reihe einen Einfluß durch Neckarinfiltration erkennen, denn die Kurven verlaufen sehr ähnlich. Mit zunehmender Entfernung vom Neckar wird die Verkeimung geringer, was sich vor allem bei den SW-Pegeln zeigt, wenn auch die Pegel mit der geringsten Neckarentfernung nicht während des ganzen Untersuchungszeitraumes zur Probenentnahme zur Verfügung standen.
Gleiches gilt auch für die neckarnahen Pegel SO1, S1 und S2. RITTER (1983) berichtet ebenfalls von einer Infiltration des Neckars in den Grundwasserleiter bei Untersuchungen im Gebiet eines Horizontalfilterbrunnens im oberen Neckartal. Bei den N-Pegeln ist eine Versickerung durch Arbachwasser nicht sicher auszuschließen, wenn man den Koloniezahlverlauf als Parameter heranzieht. Auch hier nimmt die Verkeimung vom oberflächenwassernahen zum -entfernten Pegel ab, beziehungsweise treten die verschiedenen Koloniezahlmaxima und -minima mit einer zeitlichen Verzögerung in den entfernten Pegeln auf. HÖLL (1979) und HENNIGHAUSEN (1982) führen eine ganze Reihe von Ursachen für eine Koloniezahlerhöhung im Wasser an. Unter anderem werden bakterielle Verunreinigungen bei oberflächennahen Wasseraufkommen nach starken Regenfällen und unzureichende Schutzzonenverhältnisse genannt, was auch als

Gründe für die Verkeimung im Gernfeldgebiet in Betracht kommt. BERNHARDT und WILHELM (1972) fanden bei ihren Koloniezahluntersuchungen in Talsperren und deren Zuflüssen, daß Bäche bei Hochwasserabflüssen und während abflußreicher Zeiten höhere Bakteriendichten aufweisen als bei Normal-und Niedrigwasser. Diese Aussage korreliert gut mit den Arbachergebnissen, denn im Mai 1981 weist dieser eine hohe Durchflußmenge und zugleich hohe Koloniezahlen auf.
Das Vorhandensein bestimmter chemischer Inhaltsstoffe (Phosphat, Nitrat, organische Verbindungen) können nach MÜLLER (1972) Keimzunahme zur Folge haben, denn die Eutrophierungsprozesse im Oberflächenwasser können entsprechend der Zunahme dieser Substanzen auf das der Trinkwasserversorgung dienende Grundwasser übertragen werden.

Neben dem Auftreten der in der TVO vorgeschriebenen Indikatorbakterien (E.coli und coliforme Keime) wurden die Proben im Rahmen der vorliegenden Arbeit zusätzlich auf das Vorhandensein von Fäkalstreptokokken, Pseudomonas aeruginosa und Aeromonaden untersucht. Einige Autoren (ALTHAUS, DOTT u.a. 1982, HAVEMEISTER 1980, SCHINDLER u.a. 1978, SCHUBERT und BLUM 1974, SCHUBERT 1976, WEBER u.a. 1971) berichten über das Vorkommen der zusätzlich untersuchten Bakterien in verschiedenen Gewässern (Grund-, Oberflächen-, Bade-, Leitungswasser), wobei in manchen Fällen keine E.coli oder coliformen Keime in den Proben nachzuweisen waren.
Von meinen untersuchten Wasserproben enthielten sämtliche Neckar- und Arbachproben E.coli und coliforme Keime, Streptokokken und Ps. aeruginosa, während Aeromonaden in 66,7% der Neckar- und in 43,8% der Arbachproben nachzuweisen waren. Man kann daraus folgern, daß beide Oberflächengewässer mehr oder weniger stark mit Abwässern belastet sind, da Ps. aeruginosa und Aeromonaden immer dann in natürlichen Gewässern auftreten, wenn in diese Abwässer gelangen können (BOTZENHARDT, WOLF und THOFERN 1975, HOADLEY u.a. 1968, SCHUBERT 1966). Während E.coli und Coliforme aus 9,1% der Grundwasserproben isoliert werden konnten, verlief der Nachweis von Fäkalstrepto-

kokken in 19% und von Ps. aeruginosa sogar in 31,1% positiv. Aeromonaden wurden in 11,6% gefunden. KUSSMAUL (1971) fand in einem Grundwasserbrunnen in Rheinnähe in 16% der Proben E.coli und in 9% Coliforme. In von SCHUBERT und BLUM (1974) untersuchten Grundwasserproben waren weniger Proben positiv: 4,6% enthielten E.coli und 2,1% Ps. aeruginosa.
Betrachtet man das Auftreten der untersuchten Bakterienarten in den verschiedenen Grundwasserpegeln, so zeigt sich aufgrund der E.coli-, Coliformen- und Fäkalstreptokokken-Befunde ein Infiltrationseinfluß des Neckarwassers. Diese Bakterien treten in den meisten neckarnahen Pegeln (SW-,S- und SO1-Pegel) viel häufiger auf als in den neckarentfernten mit Ausnahme der beiden NW-Pegel. Beim Neckareinfluß auf das Grundwasser spielen sowohl die Entfernung der Entnahmestellen vom Oberflächengewässer (s.Tabelle 2) als auch die Fließrichtung des Grundwassers eine Rolle, was aus den Ergebnissen des Markierungsversuchs mit Uranin ersichtlich ist. Die Uraninfarbwolke strömte vom Pegel SW5 nicht geradlinig auf direktem Weg in Richtung zum Horizontalfilterbrunnen ab, sondern bogenförmig nach Süden zum Neckar hin ausgreifend. Dieser bogenförmige Verlauf ist vermutlich auch die Ursache für die geringere Anzahl positiver Befunde in den Proben des Pegels SW3, da der vom Neckar beeinflußte Grundwasserstrom diesen Pegel nur tangiert. Bei den Pegeln SW2, SO1 und S1 korrelieren die Bakterienbefunde und die Färbeversuchbefunde sehr gut miteinander. Aus dem viel geringeren Auftreten der E.coli, Coliformen und Fäkalstreptokokken in den arbachnahen Pegeln erkennt man, daß ein Einfluß durch Arbachversickerung fast nicht vorhanden ist bzw. nur bei ganz starken Regenfällen (z.B. Mai/Juni 1981) auftritt, allerdings nicht in so starkem Maße wie der Einfluß des Neckars. Die zeitliche Verteilung der positiven E.coli- und Fäkalstreptokokken-Befunde beweist diese Behauptung.
Zwischen den beiden Gruppen der Fäkalstreptokokken (Gruppe der Enterokokken und Gruppe mit S.bovis und S.equinus) zeigt sich kein Unterschied. Sie traten beide in etwa gleicher Häufig-

keit in den untersuchten Wasserproben auf. ALTHAUS u.a. (1982) isolierten aus Abwasser vor allem S.faecium und S.durans.

Ps.aeruginosa und Aeromonaden zeigen in Bezug auf den Einfluß der Oberflächengewässer andere Verhältnisse als E.coli und Fäkalstreptokokken. Ps.aeruginosa tritt in fast allen Pegeln, vor allem aber auch in den neckarentfernten viel häufiger als die anderen Keime auf, was bedeutet, daß der Nachweis dieser Bakterienart keine so deutliche Aussage über eine akute Verschmutzung des Grundwassers durch infiltriertes Oberflächenwasser als E.coli, Coliforme und Fäkalstreptokokken zuläßt. Die geringe Korrelation zwischen dem Nachweis von E.coli und Ps.aeruginosa in Wasserproben wird von verschiedenen Autoren beschrieben (HOADLEY u.a. 1968, SCHUBERT u.BLUM 1974, SCHINDLER u.a. 1978). In den untersuchten Wasserproben (Grund-, Bade- und Trinkwasserproben) trat Ps.aeruginosa nur selten zusammen mit Coliformen und E.coli auf, während man diesen Keim häufig in nach der TVO einwandfreien Proben fand. Auch SELENKA u.RUSCHKE (1965) fielen in Bodenseewasserproben das im Vergleich zu E.coli häufige Vorkommen von Ps.aeruginosa auf. Sie deuteten diese Erscheinung mit der hohen Überlebensfähigkeit des Keimes bzw. sogar einer Vermehrungsfähigkeit bei einfachem Nährstoffangebot und niedrigen Temperaturen. Auch MÜLLER (1977) weist auf diese Tatsache hin und stellt fest, daß wegen der Affinität von Ps.aeruginosa zum Wasser dieser Keim der Problemkeim in Bewegungsbädern und anderen Badeeinrichtungen des Krankenhauses ist. BOTZENHARDT, WOLF und THOFERN (1975) untersuchten das Verhalten von Ps.aeruginosa in Oberflächen-, Kühl- und Abwässern und kamen zu dem Schluß, daß Ps.aeruginosa nicht zur natürlichen Gewässerflora gehört, sondern aufgrund menschlicher Abwassereinleitung dort anzutreffen ist. Überwiegend kommt es zu einer Eliminierung der Keime, wobei allerdings mit Zeiträumen von mehreren Tagen bis zu mehreren Monaten gerechnet werden muß. Der Abbau ist vermutlich nicht allein biologisch bedingt, sondern auch auf Sedimentation und Adsorption zurückzuführen. Nach MATTHESS und PEKDEGER (1981) sind Bakterien

und andere Mikroorganismen als partikuläre Substanzen der Adsorption an Oberflächen unterworfen. Dieser Vorgang ist einer der wichtigsten Mechanismen zur Zurückhaltung der in das Grundwasser eingedrungenen Bakterien. Eine Vermehrung von Ps.aeruginosa könnte nach BOTZENHARDT u.a. (1975) auf einer Mobilisierung aus dem Sediment an den Uferbereichen von Gewässern oder anderen Mischbereichen beruhen. Die Remobilisierung aus Sediment und Uferzonen würde allerdings ein langfristiges Persistieren mit Vermehrung von Ps.aeruginosa an diesen Orten voraussetzen.
Die vorstehend genannten Gründe könnten auch für die Interpretation der Ps.-Befunde der vorliegenden Untersuchung zutreffen, denn Ps.aeruginosa war teilweise auch in den Grundwasserpegeln in einer höheren Häufigkeit als E.coli und Fäkalstreptokokken vorhanden, die relativ weit von beiden Fließgewässern entfernt waren. Bei diesen Pegeln könnte man annehmen, daß Ps.aeruginosa kein Indikator für eine akute Verunreinigung darstellt, sondern zu irgendeinem früheren Zeitpunkt dorthin gelangt war. Bei den im Neckarbereich befindlichen Pegeln kann allerdings der Infiltrationseinfluß nicht ausgeschlossen werden, wenn vor allem auch die zeitliche Verteilung des Ps.aeruginosa- Auftretens herangezogen wird.
Die Aeromonaden traten von allen untersuchten Bakterien in der geringsten Häufigkeit auf. Daher besteht auch die Schwierigkeit, aufgrund der Verteilung im Grundwasser einen Einfluß von Oberflächenwasser anzunehmen oder auszuschließen. Man kann zwar auch einen gewissen Neckareinfluß annehmen, der aber sicher nicht so deutlich in Erscheinung tritt wie bei E.coli, Coliformen und Fäkalstreptokokken. SCHUBERT (1976) weist in seiner Aeromonadenuntersuchung zur hygienischen Trinkwasserbeurteilung auf den unmittelbaren Uferfiltrationsbereich hin, weil hier ein mit Abwasser belastetes, d.h. an anaerogenen Aeromonaden reiches Oberflächenwasser in das poröse Medium der Infiltrationsstrecke eintritt und sich als Grundwasser weiterbewegt. Im Grundwasser tritt ein Selektionsprozeß ein und mit der Entfernung von Fließgewässern nimmt der Anteil an aerogenen Aeromonaden zu. Da in der vorliegenden Arbeit

diese Unterscheidung der Aeromonaden nicht gemacht wurde, kann man diese Bakterienart nicht als eindeutigen Indikator für eine Neckar- oder Arbachverschmutzung heranziehen. Aufgrund der mikrobiologischen Ergebnisse in den vorliegenden Untersuchungen kann man feststellen, daß eine Infiltration des Grundwassers mit verunreinigtem Oberflächenwasser stattfindet, wobei der Neckar sicher den Hauptanteil beiträgt, und daß bei starken Niederschlägen die Verunreinigung sogar soweit zunimmt, daß dann ein Arbacheinfluß nicht sicher auszuschließen ist.Dazu sollten aber sicher noch weitere Untersuchungen durchgeführt werden.
Andererseits kann man aufgrund der Ergebnisse des Brunnenwassers eine relativ gute Reinigung des eindringenden Oberflächenwassers durch die Grundwasserschichten bis zur Entnahme im Horizontalfilterbrunnen annehmen. Diese Tatsache enthebt jedoch nicht von der Notwendigkeit, die Verunreinigungsquelle zu beheben oder zumindest zu verringern, denn es besteht die Gefahr, daß auf dem gleichen Weg, auf dem die minimale Verunreinigung ins Grundwasser gelangt, plötzlich ein Einbruch größerer Abwassermengen, auch pathogene Keime enthaltend, erfolgt. Nach QUENTIN (1980) entzieht sich auch die Festlegung von Schutzzonen weitgehend einer exakten Berechnung. In Zukunft kommt es darauf an, auch unabhängig vom Schutz eines bereits genutzten Wasservorkommens, alle Maßnahmen im Gelände vor ihrer Durchführung auf mögliche Einwirkungen auf das Grundwasser zu prüfen, um den präventiven Schutz zu verstärken und damit zur Sicherheit eines unserer kostbarsten Güter beizutragen.

6. Zusammenfassung

Im Schutzzonengebiet des Horizontalfilterbrunnens Gernfeld der Wasserversorgung Tübingen wurden von Oktober 1980 bis Juni 1981 Wasserproben aus verschiedenen Bereichen (Grundwasser, Oberflächenwasser, Brunnenwasser) hygienisch-chemisch und mikrobiologisch untersucht, um einen Einfluß von infiltriertem Oberflächenwasser auf das Grundwasser zu ermitteln.

Aufgrund der Abdampfrückstände, Kaliumpermanganat-, Chlorid-, Sulfat- und Härtewerte kann man einen Einfluß des Neckars durch Uferfiltration erkennen, während eine Arbachversickerung nur eine geringe Rolle spielt. Andere Verschmutzungsindikatoren wie Ammonium, Nitrat und Phosphat erbrachten bezüglich Neckar- oder Arbacheinfluß keine eindeutigen Ergebnisse.
Bei der Schwermetalluntersuchung (As, Pb, Cd, Cr, Hg, Se, Zn) ergab sich ein günstiges Ergebnis. In allen Proben lagen die Schwermetallgehalte unter dem in der TVO vorgeschriebenen Grenzwert.

Die Koloniezahl im Neckar und Arbach schwankte zwischen 1500 und 36 400 Kolonien/ml. Innerhalb der Grundwasserpegel erreichten die im Neckarbereich gelegenen Pegel (SW, S- und SO1-Pegel) höhere Koloniezahlen als die anderen, wobei die Verkeimung mit zunehmender Entfernung vom Oberflächengewässer abnimmt. Der Brunnen selbst zeigte nur eine geringe Verkeimung (Maximum: 70 Kolonien/ml).
In allen Neckar- und Arbachproben wurden E.coli, Coliforme, Fäkalstreptokokken und Ps. aeruginosa gefunden. Aeromonaden wurden in 66,7% der Neckar- und in 43,8% der Arbachproben nachgewiesen. Im Grundwasser ergab sich folgendes Bild:
9,1% der Proben enthielten E.coli und Coliforme, 19% Fäkalstreptokokken, 31,1% Ps. aeruginosa und 11,6% Aeromonaden.
E.coli, Coliforme und Fäkalstreptokokken traten vor allem

in den neckarnahen Pegeln auf, während Ps. aeruginosa und Aeromonaden auch in den anderen Pegeln häufiger nachzuweisen waren.

Mit Hilfe eines Uranin-Markierungsversuchs wurde die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers bestimmt. Dabei zeigte sich, daß das Uferfiltrat aus dem Neckar die Strecke bis zum Brunnen in ca. 5 bis 18 Tagen zurücklegt.
Die Arbachversickerung war im Winter mit 0,7 l/s sehr gering, stieg im Frühjahr an und erreichte im Mai bei starken Niederschlägen ihr Maximum mit 9 l/s.
Die mikrobiologischen Ergebnisse zeigen, daß eine Infiltration des Grundwassers mit verunreinigtem Oberflächenwasser stattfindet, wobei der Neckar den Hauptanteil beiträgt, und daß bei starken Niederschlägen die Verunreinigung zunimmt.

7. Literatur

ALTHAUS,H.: Hygiene der Trinkwasserversorgung: Anforderung und Erfüllung. GWF-Wasser/Abwasser 119, 1978, 542-547.

ALTHAUS,H.: Erfahrungen mit der Trinkwasserverordnung aus der Sicht des Hygienikers. Forum Städte-Hygiene 33, 1982, 54-61.

ALTHAUS,H. u. KAMMEL,H.-G.: Der mikrobiologische und biologische Gütezustand der Ruhr - ein Vergleich der Jahre 1962, 1972 und 1981/82. Forum Städte-Hygiene 33, 1982, 187-193.

ALTHAUS, H., DOTT,W., HAVEMEISTER,G., MÜLLER,H.-E. u. SACRÉ,C.: Fäkal-Streptokokken als Indikatorkeime des Trinkwassers. Zbl. Bakt.Hyg., I.Abt. Orig.A. 252, 1982, 154-165.

BERNHARDT,H. u. WILHELMS,A.: Die Belastung einer Talsperre mit eingeschwemmten Bakterien und deren Abbau. GWF-Wasser/Abwasser 113, 1972, 303-310.

BORNEFF,M.: Untersuchungen an Säuglingen in Gegenden mit nitrathaltigem Trinkwasser. Zbl. Bakt.Hyg., I.Abt. Orig.B 172, 1980, 59-66.

BOTZENHART,K., WOLF,R. u. THOFERN,E.: Das Verhalten von Pseudomonas aeruginosa in Oberflächenwasser, Kühlwasser und Abwasser. Zbl. Bakt.Hyg. I.Abt. Orig.B 161, 1975, 72-83.

BRIX, HEYD u.GERLACH: Die Wasserversorgung. München 1963.

ELSARNAGAWY,D. u.MÜLLER,H.E.: Untersuchungen über die Hygiene des Trinkwassers in Algerien. Forum Städte-Hygiene 31, 1980, 29-32.

ENGELS,C.: Eliminierung von Schadstoffen bei der Uferfiltration und der Wasseraufbereitung mit Ozon und Aktivkohle. Vom Wasser 57, 1981, 147-155.

FELDHOFF,S. u. KOSS,K.-D.: Zur Problematik des Nitrats im Trinkwasser, Forum Städte-Hygiene 33, 1982, 96-102.

FÖRSTNER,U. u. MÜLLER,G.: Hydrochemische Beziehungen zwischen Flußwasser und Uferfiltrat. GWF-Wasser/Abwasser 116, 1975, 74-79.

Global 2000: Der Bericht an den Präsidenten, Frankfurt 1980.

HABERER,K, u. NORMANN,S.: Die Bedeutung der Metallspuren in den Gewässern für die Trinkwasserversorgung. GWF-Wasser/Abwasser 113, 1972, 382-386.

HABERER,K.: Trinkwasser im Umweltschutz. I.Das Wasser und seine Bedrohung. GWF-Wasser/Abwasser 113, 1972, 486-493.

HAVEMEISTER,G.: Die Beurteilung von natürlichen Badegewässern aus bakteriologisch-hygienischer Sicht. Zbl. Bakt. Hyg., I.Abt. Orig. B172, 1980, 215-226.

HIRTH,E.: Streusalz. Bilder der Wissenschaft 2, 1981 69-77.

HENNIGHAUSEN,R.H.: Erfahrungen mit der Trinkwasser-Verordnung aus der Sicht des Amtsarztes. Forum Städte-Hygiene 33, 1982, 67-78.

HOADLEY,A.W., McCOY,E. u. ROHLICH,G.A.: Untersuchungen über Pseudomonas aeruginosa in Oberflächengewässern. Arch. Hyg. 152, 1968, 328-345.

HÖLL,: Wasser, Berlin 1979.

HOFMEISTER,H u. SCHÖN.: Trinkwasserhärte und Herz-/Kreislaufkrankheiten. Zbl. Bakt. Hyg., I.Abt. Orig.B 172, 1980, 67-81.

HUSMANN,K.-H.: Praktische Erfahrungen mit der Trinkwasserverordnung. Öff. Gesundh.-Wesen 42, 1980, 440-445.

KANZ,E.: Über das Verschwinden von Keimen im Grundwasser des diluvialen Schotterbodens. Arch.Hyg. 144, 1960, 375-401.

KELLER,G.: Angewandte Hydrogeologie. Hamburg, 1969, 1.Aufl.

KLEINERT,K.: Das Grundwasser im Kiesaquifer des oberen Neckartales zwischen Tübingen und Rottenburg. Dissertation, Tübingen 1976

KRÜGER,H.W.: Trinkwasser - ein Lebensmittel in Gefahr. Frankfurt 1982.

KUßMAUL,H.: Grundwasserverschmutzung und Verkeimung von Förderbrunnen durch landwirtschaftliche und häusliche Sickerwässer. Vom Wasser 38, 1971, 129-139.

KUßMAUL,H.: Uferfiltration - Möglichkeiten und Grenzen des Wasserschutzes. Schr.Reihe der Ver. Wasser-Boden-Lufthygiene, H.46, 1975, 123-133.

KUßMAUL,H., MÜHLHAUSEN,D. u. BEHRENS,H.: Hydrologische und hydrochemische Untersuchungen zur Uferfiltration, Teil I. GWF-Wasser/Abwasser 118, 1977, 521-524.

KUßMAUL,H. u. MÜHLHAUSEN,D.: Hydrologische und hydrochemische Untersuchungen zur Uferfiltration, Teil III. GWF-Wasser/Abwasser 120, 1979, 320-329.

MATTHEß, G. u. PEKDEGER,A.: Erfordernisse und Konzeptionen der Ermittlung der engeren Trinkwasserschutzzone. In AURAND,K.: Bewertung chemischer Stoffe im Wasserkreislauf. Berlin 1981, 270 S.

MÜLLER,G.: Beurteilung erhöhter Koloniezahlen im Trinkwasserverteilungssystem. Öff. Gesundheitswesen 34, 1972, 380-383.

MÜLLER,G.: Probleme der Trinkwasserversorgung, Badewasserhygiene und Abwasserbeseitigung in Krankenanstalten. Gesundheitsingenieur 98, 1977, 128-131.

QUENTIN,K.-E.: Wissenschaftliche Erkenntnisse und praktische Handhabung des Grundwasserschutzes. Öff. Gesundheitswesen 42, 1980, 554-562.

RITTER,R.: Ergebnisse bakteriologischer Untersuchungen am Neckar 1972/73. GWF-Wasser/Abwasser 115, 1974, 542-545.

RITTER,R.: Hydrobakteriologische Untersuchungen bei Pumpversuchen zum Nachweis der Flußwasserinfiltration in den Grundwasserleiter. Forum Städte-Hygiene 34, 1983, 51-53.

SACRÉ,C.: Hygienische und bakteriologische Probleme der Trinkwasserversorgung. Öff. Gesundheitswesen 42, 1980, 435-439.

SCHADEWALDT,H.:Wasser - Hygienische Gefahren früher und heute. Zbl.Bakt.Hyg.,I.Abt.Orig.B. 172, 1980, 275-297.

SCHINDLER,P.R.G., Metz,H. u.HELLWIG,R.: Pseudomonas aeruginosa im Schwimmbeckenwasser. Zbl.Bakt.Hyg.,I.Abt. Orig.B 167, 1978, 462-469.

SCHMIDT,K.H.: Grundwassererneuerung und Wassergewinnung. Zbl.Bakt.Hyg.,I.Abt.Orig.B 172, 1980, 134-155.

SCHUBERT,R.H.W.: Das Vorkommen der Aeromonaden in oberirdischen Gewässern. Arch.Hyg. 150, 1966, 688-708.

SCHUBERT,R. u. BLUM,U.: Zur Frage der Erweiterung der hygienischen Wasserkontrolle auf den Nachweis von Pseudomonas aeruginosa. GWF-Wasser/Abwasser 115, 1974, 224-226.

SCHUBERT,R.: Der Nachweis von Aeromonaden der "Hydrophila-Punctata-Gruppe" im Rahmen der hygienischen Trinkwasserbeurteilung. Zbl.Bakt.Hyg.,I.Abt. Orig.B 161, 1976, 482-497.

SELENKA,F., BRAND-GRIMM,D.: Nitrat und Nitrit in der Ernährung der Menschen - Kalkulation der mittleren Tagesaufnahme und Abschätzung der Schwankungsbreite. Zbl.Bakt.Hyg.,Abt.Orig.B 162,1976,449-466.

SELENKA,F. u. RUSCHKE,R.: Keimzahlen und Fäkalindikatoren im Bodenseewasser. Arch. Hyg. 149, 1965, 273-287.

SELENKA,F.: Gesundheitliche Beurteilung des Nitrats im Trinkwasser. Zbl. Bakt. Hyg., I.Abt. Orig. B 172, 1980, 44-58.

SONTHEIMER,H., CORNEL,R. FETTIG,J., ROHMANN,U. Grundwasserverunreinigungen - Bedrohung für die öffentliche Wasserversorgung? GWF-Wasser/Abwasser 123, 1982, 521-530.

SPIEGELHALDER,B. u. PREUßMANN,R.: Vorkommen und Bewertung von Nitrat, Nitrit und Nitrosaminen im Trinkwasser. In AURAND,K.: Bewertung der chemischen Stoffe im Wasserkreislauf. Berlin 1981, 270S.

WEBER,G. WERNER, H-P. u. MATSCHNIGG,H.: Pseudomonas aeruginosa im Trinkwasser als Todesursache bei Neugeborenen. Zbl. Bakt., I.Abt. Orig. 216, 1971, 210-214.

WITZENHAUSEN,R.: Aus welcher Wassertiefe soll die Wasserprobe für die bakteriologische Untersuchung entnommen werden? Zbl. Bakt. Hyg., I.Abt. Orig. B 156, 1972, 373-382.

WOLF,H-J.: Bakteriologische Untersuchungen von Gewässern im rekultivierten Rheinischen Braunkohlen-Südrevier. Dissertation Bonn 1980.

VILLINGER: Hydrogeologisches Gutachten zur beantragten Erweiterung der Kiesgrube Queck. Freiburg 1977, 1-14.

VILLINGER: Hydrogeologisches Gutachten zum Färbeversuch im Wasserschutzgebiet des Wasserwerks Gernfeld der Stadt Tübingen. Freiburg 1981, 1-5.

Anhang Tabelle 1: Zusammenstellung der benutzten Nährböden

Nährböden	Herkunft	Verwendungszweck
DEV-Agar	Merck 11471	Koloniezahlbestimmung
DEV-Lactose-Bouillon	Merck 10689	Anreicherungskultur
DEV-Endo-Agar	Merck 10684	Coliforme, E. coli
DEV-Tryptophan-Bouillon	Merck 10694	Coliforme, E. coli
DEV-Nähragar	Merck 11471	Coliforme, E. coli
DEV-Lactose	Merck 10689	Coliforme, E. coli
DEV-SIMMONS-Citrat-Agar	Merck 2501	E. coli
GSP-Agar	Merck 10230	Pseudomonaden, Aeromonaden
Cetrimid-Agar	Merck 5284	Pseudomonas aeruginosa
Acetamid-Nährlösung	Merck -	Pseudomonas aeruginosa
Azid-Glucose-Bouillon	Merck 1590	Fäkalstreptokokken
Bromkresol-Azid-Bouillon	Merck 3032	Fäkalstreptokokken
Äsculin-Bouillon	Merck -	Fäkalstreptokokken
Nährbouillon pH 9,6	Merck -	Fäkalstreptokokken
6,5% NaCl-Bouillon	Merck -	Fäkalstreptokokken

Anhang Tabelle 2 Ergebnisse der hygienisch-chemischen Wasseruntersuchung

($\bar{x}$ = Mittelwert, S.D. = Standardabweichung, Min = Minimum, Max = Maximum)

Probeentnahmestelle		Neckar	SW5	SW4	SW3	SW2	SW1	S1	S2	SO1	HF	O1	O2	W1	W3	W5	W6	N1	N2	N3	N4	NW1	NW3	Arbach
Anzahl der entnommenen Proben		6	4	4	7	7	6	3	3	2	6	6	6	6	6	6	5	5	6	6	5	3	3	6
Temperatur (°C)	$\bar{x}$	3,9	10,4	10,4	10,5	10,7	10,2	10,5	10,4	10,5	10,3	10,1	10,2	9,7	10,3	10,2	10,2	9,7	9,6	10,2	9,3	10,5	10,5	2,1
	S.D.	1,9	0,4	0,2	0,6	0,4	0,2	0,3	0,3	0,3	0,5	0,7	0,7	0,6	0,4	0,5	0,2	0,2	0,2	0,4	0,3	0,3	0,3	1,8
	Min	1,0	10,0	10,2	10,0	10,1	9,9	10,3	10,2	10,3	9,8	9,0	9,2	8,6	9,5	9,6	10,0	9,5	9,2	9,5	9,0	10,2	10,2	0,0
	Max	6,5	10,9	10,6	11,4	11,4	10,5	10,8	10,7	10,7	10,6	11,0	11,0	10,1	11,0	10,9	10,5	10,0	9,8	10,6	9,7	10,8	10,7	4,5
pH	$\bar{x}$	8,2	7,5	7,5	7,4	7,4	7,4	7,4	7,4	7,6	7,5	7,6	7,6	7,3	7,4	7,3	7,4	7,3	7,3	7,3	7,4	7,5	7,6	8,2
	S.D.	0,1	0,3	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,3	0,3	0,2	0,3	0,2
	Min	8,0	7,1	7,1	7,2	7,2	7,2	7,1	7,1	7,4	7,3	7,4	7,4	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,1	7,2	7,3	7,3	7,9
	Max	8,3	7,7	7,6	7,9	7,9	7,9	7,6	7,6	7,8	8,2	8,2	8,1	7,8	8,0	7,9	7,9	7,8	7,7	7,8	7,9	7,7	7,8	8,4
Abdampfrückstände (mg/l)	$\bar{x}$	513	800	775	623	661	756	710	827	440	680	548	580	645	648	640	662	766	665	607	666	700	727	865
	S.D.	118	104	66	48	71	42	140	197	156	41	33	58	39	63	63	76	47	28	32	41	82	81	196
	Min	380	680	710	570	600	710	550	600	330	630	510	520	610	580	570	580	720	630	580	630	630	670	740
	Max	700	930	860	680	780	810	770	960	550	740	600	670	720	730	750	780	840	680	660	720	790	820	1250
Nitrat (mg/l)	$\bar{x}$	22,0	29,8	29,3	29,3	29,1	29,3	17	17,7	11,5	24,2	15,8	17,7	33,2	34,3	33,7	31,2	28,4	30,8	39	32,4	41,3	40,0	23,7
	S.D.	2,0	1,0	0,5	2,4	2,9	2,7	3,5	3,2	0,7	1,5	2,6	2,9	2,1	5,8	2,9	2,6	2,9	1,5	2,3	4,6	3,2	5,3	1,6
	Min	19	29	29	26	25	25	15	14	11	23	11	13	30	29	30	28	25	28	37	28	39	36	22
	Max	24	31	30	33	33	32	21	20	12	27	18	21	35	45	37	34	32	32	43	40	45	46	26
$KMnO_4$-verbrauch (mg/l)	$\bar{x}$	12,9	5,3	2,2	3,4	3,1	3,0	7,8	6,9	5,0	3,4	4,5	4,6	2,9	2,9	3,2	3,3	3,4	3,1	3,1	3,9	2,7	3,1	6,7
	S.D.	4,4	1,7	0,7	0,7	0,5	0,4	3,5	3,0	1,5	1,3	0,7	0,9	0,6	0,6	0,8	0,4	0,2	0,8	0,8	0,3	1,0	0,7	2,0
	Min	6,0	3,7	1,6	2,3	2,3	2,4	5,1	4,2	3,9	1,9	3,1	3,0	2,2	2,0	2,3	2,8	3,1	1,7	1,5	3,4	1,8	2,4	4,4
	Max	18,5	6,7	3,1	4,4	3,8	3,5	11,8	10,1	6,0	5,1	5,1	5,3	3,5	3,7	4,4	3,8	3,5	3,7	3,7	4,1	3,7	3,7	9,5

Fortsetzung Tabelle 2

Probeentnahmestelle		Neckar	SW5	SW4	SW3	SW2	SW1	S1	S2	SO1	HF	O1	O2	W1	W3	W5	W6	N1	N2	N3	N4	NW1	NW3	Arbach
Chlorid (mg/l)	$\bar{x}$	56,3	31,8	32,0	31,5	30,9	30,4	37,0	35,0	39,0	34,7	38,0	41,0	31,6	31,5	31,7	31,0	29,8	31,0	32,6	34,3	34,0	34,0	41,3
	S.D.	25,8	0,5	0,8	1,2	0,9	0,5	2,6	1,7	1,4	3,8	6,3	7,9	0,8	1,0	1,0	0,7	1,3	0,6	0,9	1,7	0,0	0,0	6,6
	Min	33,0	31,0	31,0	30,1	30,0	30,1	34,0	34,0	38,0	30,3	30,2	33,0	31,0	30,1	30,1	30,0	28,8	30,4	31,0	32,8	34,0	34,0	35,1
	Max	97,0	32,0	33,0	34,0	32,0	31,0	39,0	37,0	40,0	38,8	46,6	49,5	33,0	33,0	33,0	32,0	32,0	32,0	33,7	36,9	34,0	34,0	49,5
Sulfat (mg/l)	$\bar{x}$	117,0	186,3	191,8	174,7	175,1	230,0	137,3	197,3	151,5	197,5	167,2	177,3	162,5	165,0	167,0	169,8	244,2	177,0	145,0	189,0	153,7	147,3	335,7
	S.D.	34,7	15,2	13,4	5,6	7,8	23,8	32,0	12,7	27,6	8,6	13,0	20,5	6,2	5,5	6,4	4,4	39,2	8,8	21,1	14,4	12,6	6,4	32,9
	Min	60	177	180	169	163	188	115	186	132	188	148	150	152	157	157	163	186	169	129	165	142	140	288
	Max	154	209	211	184	188	250	174	211	171	209	182	200	169	169	177	175	284	188	186	200	167	152	361
Gesamthärte (°dH)	$\bar{x}$	21,4	28,9	29,4	30,1	30,4	33,5	21,5	27,6	21,0	29,0	24,3	24,9	31,0	30,9	30,4	29,4	35,3	30,8	30,2	32,5	30,2	28,9	39,5
	S.D.	2,9	1,4	2,8	0,5	1,0	2,0	0,3	1,8	0,4	0,2	1,3	1,6	1,4	0,6	1,1	2,6	1,8	2,1	0,5	0,4	1,2	1,7	4,0
	Min	16,2	27,4	25,2	29,1	29,1	30,8	21,3	26,3	20,7	28,6	23,0	23,0	28,6	29,7	29,1	25,8	32,5	28,0	29,7	31,9	29,1	27,4	35,8
	Max	24,1	30,2	30,8	30,8	32,5	35,3	21,8	29,7	21,3	29,1	25,8	26,3	33,1	31,4	31,4	31,4	37,5	32,5	30,8	33,0	31,4	30,8	47,0
Carbonat-härte (°dH)	$\bar{x}$	13,5	18,3	18,3	17,8	18,0	18,6	15,8	20,2	14,0	16,6	14,3	14,2	19,4	19,2	19,3	19,2	19,0	19,8	20,0	18,9	20,2	20,0	17,4
	S.D.	1,6	0,5	0,3	0,6	0,3	0,3	0,6	0,0	0,0	0,5	0,5	0,5	0,2	0,2	0,2	0,4	0,4	0,5	0,3	0,1	0,0	0,6	2,5
	Min	10,9	17,6	17,9	17,1	17,4	18,2	15,1	20,2	14,0	16,2	13,7	13,4	19,3	19,0	19,0	18,8	18,5	19,0	19,6	18,8	20,2	19,3	14,0
	Max	15,1	18,5	18,5	18,8	18,2	18,8	16,2	20,2	14,0	17,4	15,1	14,6	19,6	19,6	19,6	19,6	19,6	20,2	20,2	19,0	20,2	20,4	21,6
Nichtcarbonat-härte (°dH)	$\bar{x}$	7,9	10,1	11,1	12,3	12,4	14,9	5,7	7,4	7,0	12,4	10,0	10,7	11,6	11,7	11,1	10,2	16,3	11,0	10,0	13,6	10,0	8,9	22,1
	S.D.	1,5	1,8	2,5	0,5	0,9	2,1	0,9	1,8	0,4	0,4	1,0	1,1	1,4	0,7	1,3	3,0	2,0	2,3	0,4	0,3	1,2	1,7	1,9
	Min	5,3	7,8	7,3	11,4	11,5	12,0	5,1	6,1	6,7	11,7	8,7	9,6	9,3	10,4	9,5	6,2	13,5	7,8	9,5	13,1	8,9	7,0	19,9
	Max	9,5	11,7	12,6	12,8	14,3	16,5	6,7	9,5	7,3	12,9	11,5	11,7	13,5	12,4	12,1	12,6	19,0	13,5	10,1	14,0	11,2	10,4	25,4

Anhang Tabelle 3: Koloniezahlen/ml der entnommenen Wasserproben während des Untersuchungszeitraums (Oktober 1980 - Juni 1981)

Probenentnahme-stelle	NE	SW5	SW4	SW3	SW2	SW1	S1	S2	SO1	HF	O1	O2	W1	W3	W5	W6	N1	N2	N3	N4	NW1	NW3	AR
21.10.80				180	100					2	82	4	34	47	1600		64	29	570	220			
03.11.80	8200			430	56					10	130	51	760	73	140		31	65	140	1400			3200
10.11.80	17400			42	340	630				12	120	130	1100	88	86	80	200	37	95	45			2200
24.11.80	20500			800	740	130				10	400	680	510	860	370	1100	42	850	340	1020			17500
09.12.80	15900																						14800
17.12.80	15900			400	710	2100				2	230	800	70	120	1600	47	260	630	48	4100			7200
19.01.81	15100			88	640	230				34	110	100	100	510	290	76	340	3600	800	69			8700
03.02.81	1500			46	27	110				10													2900
10.02.81	18600			170	180	450				2													6700
16.02.81	9400			130	170	56				4	130	42	73	48	30	110	57	160	230	610			9200
23.02.81	9700			230	160	160				7	300	440	130	78	130	160	550	790	550	920			8100
04.03.81	20600			93	160	140				6	120	360	190	82	170	58	610	360	650	130			5300
09.03.81	36400			94	230	170				68	170	200	180	120	180	92	540	390	510	570			6900
16.03.81	5100			26	110	21				5	120	160	40	29	24	21	110	340	460	320			4200
23.03.81	6600			34	100	280				3	78	73	110	54	130	170	110	180	290	450			5100
30.03.81	6200	64	230	22	31	49				4	120	110	24	6	30	10	85	170	170	340			3600
06.04.81	3000	220	230	15	33	21				11	8	16	23	20	22	15	27	11	21	110			1500
13.04.81	5300	190	430	140	83	86				2	42	86	7	21	65	100	600	250	160	110			5400
04.05.81	5600	1300	1000	110	73	25				2	88	68	9	16	51	24	40	110	96	210			8200
18.05.81	6200	640	270	65	230	48				3	46	100	7	13	21	35	230	42	110	78			7500
25.05.81	11300	10300	2100	290	510	1400	10000	310	170	36	230	140	79	56	340	74	270	250	230	520	410	720	19000
01.06.81	9500	41500	1400	1200	500	150	16000	2900	110	6	120	120	220	52	76	65	250	320	450	510	1100	930	7800
16.96.81	9500	20500	240	390	41	170	5600	8400	980	3	54	64	150	¥60	84	130	210	210	460	1400	2000	780	23100
24.06.81	8700	8400	330	340	150	1200	23400	6900	510	1	190	200	100	380	92	120	270	450	270	390	920	640	8300
29.06.81	5300	12700	270	110	97	430	18500	970	240	0	8	36	20	51	59	30	160	45	570	96	100	170	9300

Entnahmedatum

LEBENSLAUF

Name:	Raimund Eß	
Geburtstag:	28. 7. 1952	
Geburtsort:	Lindenberg/Allgäu	
Eltern:	Joachim Eß und Franziska Eß, geb. Eitel	
Geschwister:	Werner	
Staatsangehörigkeit:	deutsch	
Familienstand:	verheiratet seit 11. 8. 1978 mit Christine Eß, geb. Bott	
Wohnort:	Käsenbachstraße 33, 7400 Tübingen	
Schulausbildung:	1958—1962	Grundschulbesuch in Lindenberg/Allg.
	1962—1971	Besuch des Neusprachlichen Gymnasiums in Lindenberg/Allgäu
	Mai 1971	Abitur
Studium:	Oktober 1971	Studienbeginn an der Universität Tübingen mit den Fächern Biologie und Chemie
	1973	Zwischenprüfung in Biologie und Chemie
	Mai 1976	Staatsexamen in Chemie
	Oktober 1976	Staatsexamen in Biologie
	Dezember 1976—Juni 1977	Staatsexamensarbeit (Thema: Der Einsatz von Pestiziden in tropischen Gewässern und die Auswirkung auf deren Ökosystem)
	April 1977	Zulassung zum Medizinstudium an der Universität Tübingen
	August 1977—März 1978	Wissenschaftliche Hilfskraft am Tropenmedizinischen Institut der Universität Tübingen
	März 1979	Ärztliche Vorprüfung
	März 1980	Erster Abschnitt der Ärztlichen Prüfung
	März 1982	Zweiter Abschnitt der Ärztlichen Prüfung
	April 1982—April 1983	Praktisches Jahr am Kreiskrankenhaus Reutlingen
	25. April 1983	3. Abschnitt der Ärztlichen Prüfung
	28. April 1983	Erhalt der Approbation
Beruf:	Seit Juli 1983	Assistenzarzt in der Abteilung Herz-, Thorax- und Gefäßchirurgie, Chirurgische Klinik der Universität Tübingen.